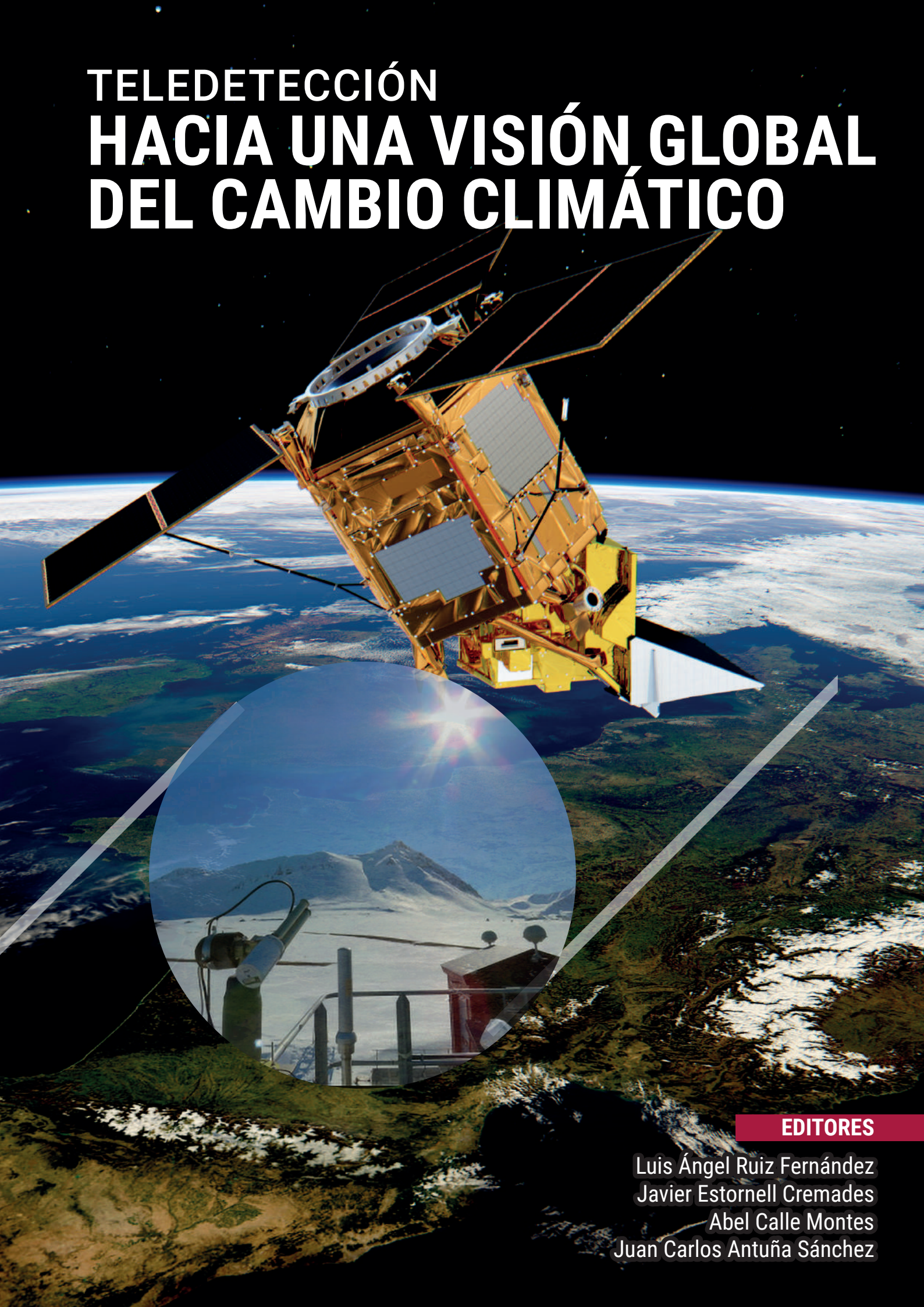
TELEDETECCIÓN

HACIA UNA VISIÓN GLOBAL DEL CAMBIO CLIMÁTICO



EDITORES

Luis Ángel Ruiz Fernández
Javier Estornell Cremades
Abel Calle Montes
Juan Carlos Antuña Sánchez

ASOCIACIÓN
ESPAÑOLA
DE TELEDETECCIÓN

Universidad de Valladolid

XVIII CONGRESO DE LA ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN

TELEDETECCIÓN

HACIA UNA VISIÓN GLOBAL DEL CAMBIO CLIMÁTICO

LIBRO DE ACTAS

EDITORES
Luis Ángel Ruiz Fernández
Javier Estornell Cremades
Abel Calle Montes
Juan Carlos Antuña Sánchez

EDICIONES Universidad de Valladolid

Teledetección
Hacia una visión global del cambio climático

Editores científicos
Luis Ángel Ruiz Fernández
Javier Estornell Cremades
Abel Calle Montes
Juan Carlos Antuña Sánchez

Editorial
2019 Ediciones Universidad de Valladolid
www.publicaciones.uva.es

Maquetación
Enrique Mateo, *Triskelion Diseño Editorial*

Serie: Ciencias, 32
ISBN: 978-84-1320-038-5.
Depósito Legal: VA 667-2019

Imagen de portada: Imagen Sentinel-5P: Europe's air quality monitoring misión ©ESA/ATG Medialab y fotografía de David Mateos del equipamiento del GOA (UVa) en la estación de NyAlesund (Noruega).
Composición de portada: Juan Carlos Antuña Sánchez.

Ediciones Universidad de Valladolid autoriza la reproducción, traducción y difusión parcial de la presente publicación con fines científicos, educativos y de investigación que no sean comerciales ni de lucro, siempre que se identifique y se reconozca debidamente a la Editorial de la UVa, la publicación y los autores. La autorización para reproducir, difundir o traducir el presente estudio, o compilar o crear obras derivadas del mismo en cualquier forma, con fines comerciales/lucrativos o sin ánimo de lucro, deberá solicitarse por escrito al correo ediciones@uva.es.

Impreso en España
Imprime: Safekat - Madrid

Prólogo

Me pide el Presidente del Comité Organizador del XVIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección (AET) que escriba el prólogo de este Libro de Actas y es para mí un honor el hacerlo en mi condición de Presidente de la AET y en representación de la Junta Directiva de la AET.

En este XVIII Congreso de la AET volvemos a Valladolid, donde hace 24 años se celebró la sexta edición, pero en esta ocasión bajo el lema hacia una visión global del Cambio Climático. No podía ser un mejor escenario ni un lema de mayor actualidad. El Cambio Climático, cuyos efectos ya se perciben, constituye el mayor desafío de nuestro tiempo. Se necesitan acciones urgentes para frenar el mismo, nos estamos jugando el futuro de nuestros jóvenes en una carrera contrarreloj que requiere de un gran esfuerzo por parte de todos los sectores de la sociedad.

En este contexto la teledetección tiene mucho que decir y como científicos tenemos la responsabilidad de avanzar en un mejor y mayor conocimiento de nuestro Planeta. La AET, referencia para los profesionales de la teledetección en nuestro país, continuará promoviendo las actividades de los grupos temáticos y poniendo a disposición de todas las personas interesadas y de forma gratuita la Revista de Teledetección y las Actas de los Congresos celebrados.

Sólo me resta felicitar al Grupo de Óptica Atmosférica (GOA) de la Universidad de Valladolid y en particular a Abel Calle Montes, Presidente del Comité Organizador, y a Luis Ángel Ruiz Fernández, Coordinador del Comité Científico, por su esfuerzo y excelente trabajo. Mi reconocimiento también a todos los organismos que han prestado su apoyo y sobre todo a los verdaderos protagonistas del Congreso, los ponentes, conferenciantes, y moderadores, por sus aportaciones respectivas. A todos, gracias por su colaboración y esfuerzo

.

José Antonio Sobrino Rodríguez
Presidente de la AET
Valencia, 11 Julio de 2019

Introducción

La Asamblea General de la Asociación Española de Teledetección (AET), celebrada en la ciudad de Murcia el 5 de octubre de 2017, aprobó la propuesta del Grupo de Óptica Atmosférica de la Universidad de Valladolid (UVa) para la organización de la siguiente edición del Congreso de la AET: ***XVIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección***. Desde entonces, y a lo largo de estos dos años transcurridos, se ha llevado a cabo la preparación de este evento que tradicionalmente aglutina a los principales usuarios, científicos y empresas involucradas en el desarrollo de la Teledetección en España.

El Grupo de Óptica Atmosférica (GOA) de la UVa fue creado en 1996 y ha desarrollado su actividad, principalmente, en el mantenimiento de la red AERONET y el estudio de propiedades atmosféricas que caracterizan la evolución del clima. Algunas de las zonas de interés donde tiene ubicadas estaciones científicas son las zonas polares: el Ártico, con una amplia experiencia y, más recientemente, en la Antártida. Actualmente es, además, una Unidad de Investigación Consolidada reconocida por la Junta de Castilla y León. Este perfil justifica que la propuesta del Congreso que se presenta, se encuentre enmarcada en el lema: ***hacia una visión global del cambio climático***. Así, el GOA y la Junta Directiva de la AET han estado trabajando conjuntamente para facilitar un escenario de debate científico y estratégico que ponga de manifiesto el estado del arte de la Teledetección en España.

Algunos de los aspectos más destacables en este libro de actas, son la presencia explícita de las aplicaciones basadas en los satélites del Programa *Copernicus* de la UE, cuya estructura organizada y estratégicamente planificada está significando un antes y un después en el desarrollo de las actividades de la observación de la Tierra en Europa, y en España en particular; así lo demuestran las aportaciones científicas que aquí se presentan, dirigidas a la práctica totalidad de áreas temáticas. Por otra parte, tras el lanzamiento del satélite PAZ, hace poco más de un año, se abre ahora la oferta de oportunidad para la utilización de sus imágenes en actividades científicas introduciendo, así, un nuevo actor en el escenario de la observación de la Tierra.

La totalidad de los 126 trabajos científicos que se presentan en este libro han sido sometidos a una revisión por pares por parte de los 59 miembros del Comité científico, que han contribuido a mejorar y organizar la calidad de las aportaciones presentadas. Dicho Comité ha estado formado por científicos y profesionales de reconocido prestigio, cuya dedicación y disponibilidad altruista para colaborar en este evento, pone de manifiesto el ambiente entusiasta en el que se desarrolla la AET. Los trabajos científicos aparecen clasificados en las siguientes áreas temáticas: Agricultura (18), Bosques (7), Incendios forestales (16), Atmósfera, Meteorología y Clima (20), Metodología, Procesado de datos y Algoritmos (18), Cartografía y Fotogrametría (12), Oceanografía y recursos marinos (9), Espectro-radiometría (5), LiDAR (8) y Medio ambiente y recursos hídricos (13).

Para finalizar esta presentación queremos agradecer a los autores su colaboración, a los miembros del comité científico su rigor y a la AET por albergar institucionalmente este congreso y mantener el espíritu aglutinador de la Teledetección en España.

Abel Calle Montes
Presidente del Comité Organizador del XVIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección
Valladolid, 24 de septiembre de 2019

Comité de honor

Presidencia del Comité de Honor:
Excmo. Sr. Ministro de Ciencia, Innovación y Universidades
D. Pedro Duque Duque

Excmo. y Magfco. Sr. Rector de la Universidad de Valladolid
Antonio Largo Cabrerizo.

Excmo. Sr. Alcalde de Valladolid
Óscar Puente Santiago.

Excmo. Sr. Consejero de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural de la Junta de Castilla y León
Jesús Julio Carnero García.

Presidente de la Asociación Española de Teledetección y Premio Jaume I de Protección del Medio Ambiente
José Antonio Sobrino Rodríguez

Comité organizador

Grupo de Óptica Atmosférica de
la Universidad de Valladolid

Presidente
Abel Calle Montes

Secretario
Juan Carlos Antuña Sánchez

Ángel de Frutos Baraja

Victoria Cachorro Revilla

Carlos Toledano Olmeda

David Mateos Villán

Roberto Román Díez

Ramiro González Catón

Cristian Velasco Merino

Patricia Martín Sánchez

Federico González Alonso *(Socio de Honor de la AET)*

Carlos Calle del Río *(Universidad Politécnica de Madrid)*

Comité científico

Coordinador
Ruiz Fernández, Luis Ángel
Universitat Politècnica de València

Secretario
Estornell Cremades, Javier
Universitat Politècnica de València

Miembros
Aguado Suárez, Inmaculada,
Universidad de Alcalá de Henares

Alonso Sarría, Francisco
Universidad de Murcia

Antón Martínez, Manuel
Universidad de Extremadura

Antuña Marrero, Juan Carlos
Instituto Meteorológico de Cuba

Arbelo Pérez, Manuel
Universidad de La Laguna

Brotons Martínez, José Manuel
Universidad Miguel Hernández

Cabello Piñar, Javier
Universidad de Almería

Cachorro Revilla, Victoria
GOA, Universidad de Valladolid

Calle Montes, Abel
GOA, Universidad de Valladolid

Camps Carmona, Adriano José
Universidad Politécnica de Cataluña

Chuvieco Salinero, Emilio
Universidad de Alcalá de Henares

Cristóbal Rosselló, Jordi
University of Alaska Fairbanks

Cuevas Agulló, Emilio
Agencia Estatal de Meteorología

De la Riva Fernández, Juan
Universidad de Zaragoza

De Miguel Llanes, Eduardo
Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial

Díaz-Delgado, Ricardo
Estación Biológica de Doñana, CSIC

Erena Arrabal, Manuel
Instituto Murciano de Investigación Agraria

Fernández Manso, Alfonso
Universidad de León

García Alonso, Mariano
Universidad de Alcalá de Henares

García Meléndez, Eduardo
Universidad de León

García Rodríguez, Rafael
Universidad Politécnica de Madrid

Gilabert Navarro, María Amparo
Universitat de València

Gómez Miguel, Beatriz
Área de Innovación Tecnológica, Guardia Civil

Gómez Sánchez, José Antonio
Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial

Gonzalo de Grado, Jesús
Universidad de León

Hernández Clemente, Rocío
Universidad de Swansea, Reino Unido

Jiménez Michavila, Marcos
Inst. Nacional de Técnica Aeroespacial

Jiménez Muñoz, Juan Carlos
Universitat de València

López Sánchez, Juan Manuel
Universidad de Alicante

Loyola, Diego
German Aerospace Center (DLR)

Martín Isabel, María del Pilar
I. de Economía Geografía y Demografía, CSIC

Mateos Villán, David
GOA, Universidad de Valladolid

Merino de Miguel, Silvia
Universidad Politécnica de Madrid

Mogo, Sandra
Universidade da Beira Interior, Portugal

Montesinos Aranda, Salomón
SM Geodim

Moreira Madueño, José Manuel
C.de Medio A. y O. del T., Junta de Andalucía

Moreno Méndez, José
Universitat de València

Nafría García, David
ITACyL, Junta de Castilla y León

Navarro Almendros, Gabriel
CSIC

Ortiz de Galisteo Marín, José Pablo
Agencia Estatal de Meteorología

Paredes Gómez, Vanessa
ITACyL, Junta de Castilla y León

Peces Morera, Juan José
Instituto Geográfico Nacional

Pérez Aragües, Fernando
Instituto Cartográfico y Geológico de Cataluña

Recondo González, Carmen
Universidad de Oviedo

Rodríguez Galiano, Víctor
Universidad de Sevilla

Rodríguez, Edith
Finnish Meteorological Institute

Román Díez, Roberto
GOA, Universidad de Valladolid

Ruiz Verdú, Antonio
Universitat de València

Salvador González, Pablo
LaTUV, Universidad de Valladolid

Sánchez Martín, Nilda
Universidad de Salamanca

Sánchez Tomás, Juan Manuel
Universidad de Castilla La Mancha

Serra Ruiz, Pere
Universidad Autónoma de Barcelona, CREAF

Sobrino Rodríguez, José A.
Universitat de València

Tomás Jover, Roberto
Universidad de Alicante

Torres Rodríguez, Benjamín
Université des Sciences et Technologies de Lille

Villa Alcázar, Guillermo
Instituto Geográfico Nacional

Yunta Mezquita, Felipe
Universidad Autónoma de Madrid

La Asociación Española de Teledetección (AET)

La Asociación Española de Teledetección (AET) es fruto del interés por generar una red científica y profesional entre las personas interesadas en los fundamentos y aplicaciones de esta tecnología. Nació en marzo de 1986 como Grupo de Trabajo en Teledetección (GTT). Posteriormente en septiembre de 1988, este grupo se convierte en la Asociación Española de Teledetección, tras inscribirse en el registro de Asociaciones del Ministerio de Interior. Ha realizado, desde entonces, XVIII congresos científicos y múltiples reuniones técnicas, convirtiéndose en la asociación profesional de referencia en este campo. Además, ha publicado ininterrumpidamente desde 1993 la Revista Española de Teledetección, con periodicidad semestral.

- ***I Reunión Científica de la AET**, Barcelona, 1986.*
- ***II Reunión Científica de la AET**, Valencia, 1987.*
- ***III Reunión Científica de la AET**, Madrid, 1989.*
- ***IV Reunión Científica de la AET**, Sevilla, 1991.*
- ***V Reunión Científica de la AET**, Las Palmas de Gran Canaria, 1993.*
- ***VI Reunión Científica de la AET**, Valladolid, 1995.*
- ***VII Congreso Nacional de Teledetección de la AET**, Santiago de Compostela, 1997.*
- ***VIII Congreso Nacional de Teledetección**, Albacete, 1999.*
- ***IX Congreso Nacional de Teledetección**, Lleida, 2001.*
- ***X Congreso Nacional de Teledetección**, Cáceres, 2003.*
- ***XI Congreso Nacional de Teledetección**, Puerto La Cruz, Tenerife, 2005.*
- ***XII Congreso de la AET**, Mar del Plata, Argentina, 2007.*
- ***XIII Congreso de la AET**, Calatayud, 2009.*
- ***XIV Congreso de la AET**, Asturias, 2011.*
- ***XV Congreso de la AET**, Madrid, 2013.*
- ***XVI Congreso de la AET**, Sevilla, 2015.*
- ***XVII Congreso de la AET**, Murcia, 2017.*
- ***XVIII Congreso de la AET**, Valladolid, 2019*

Índice

iii Prólogo
v Introducción
vii Comité de honor
vii Comité organizador
ix Comité científico
xi La Asociación Española de Teledetección (AET)

525 Índice de autores

1 SECCIÓN 01. Agricultura

3 Comparación de árboles de decisión CART y bajo criterio experto en la clasificación de cultivos de una zona de riego extensa
Guillén, M., Rodrigues, M., Febrer, M., Casterad, M.A.

7 Estimación del contenido de clorofila a nivel de cubierta (CCC) en cultivos: Comparativa de índices de vegetación y el producto de nivel 2A de Sentinel-2
Pasqualotto, N., Delegido, J., Pezzola, A., Winschel, C., Moreno, J.

11 Evaluación del potencial de Sentinel-2 para actualizar el SIGPAC de la Comunitat Valenciana
Campos-Taberner, M., García-Haro, F.J., Martínez, B., Sánchez-Ruíz, S., Gilabert, M.A.

15 Seguimiento y evaluación de la capacidad de discriminación de cultivos herbáceos en regadío a partir de imágenes de satélite en el periodo 2016-2018
Paredes-Gómez, V., Del Blanco-Medina, V., Gutiérrez-García, A. y Nafría-García, D.A.

19 Evapotranspiración del cultivo de arroz (*Oryza sativa*) estimada a partir de imágenes multiespectrales obtenidas de un vehículo aéreo no tripulado (VANT)
Ramos-Fernández, L., Quille-Mamani, J., Ontiveros-Capurata, R.

23 Clasificación de cultivos en Navarra con *Random Forests* a partir de una serie temporal de Sentinel-2
Sola, I., Iriarte, N., López-Sáenz, S., González-Audícana, M., Álvarez-Mozos, J.

27 Respuesta espectral de dos cultivos leñosos mediterráneos (olivo y naranjo) en condiciones de cobertura completa del suelo. Influencia en la estimación de la evapotranspiración utilizando coeficientes de cultivo
Carpintero, E., Mateos, L., Andreu, A., González-Dugo, M.P.

31 Detección temprana del "fuego bacteriano" en perales mediante espectroscopía
Fernández-Rodríguez, P., Sanz-Ablanedo, E., Rodríguez-Pérez, J.R.

35 Retos y puesta en marcha de los nuevos controles por monitorización de la PAC, una aproximación metodológica
Rodríguez-Álvarez, R., Feliú-Bernárdez, F., Gragera-Ibáñez, F., Checa-Alonso, M.J., Sánchez-Pastor, H.M., Escudero-Barbero, M.R.

39 Detección de zonas potenciales de cría de la langosta del desierto (*Schistocerca gregaria*)
Gómez, D., Salvador, P., Sanz, J., Casanova, C., Casanova, J.L.

43 Seguimiento del crecimiento de la alfalfa mediante la constelación de satélites Sentinel 2 y Landsat 8
Rodríguez, A., Bodas, V., Calera, A.

47 Caracterización del perfil espectral de 3 estados fenológicos del cultivo de durazno a partir de UAV
Becerra, L., Vega, C., Upegui, E. Holguin, J.

51 Modelo predictivo para determinar el rendimiento del cultivo de guayaba a partir de imágenes UAV
Becerra, L., Medina, J., Upegui, E.

55 Análisis de sensibilidad de la técnica multitemporal de estimación de humedad superficial del suelo *Alpha approximation*
Arias, M., Campo-Bescós, M.A., Álvarez-Mozos, J.

59 Metodología de identificación del cultivo de arroz basada en el análisis de un parcelario y serie de imágenes Sentinel 2 para la aplicación del control de las ayudas de la Política Agrícola Común en Murcia
Erena, M., López, F.J., Esteban, C., Soriano, A., Hernández, Z., Atenza, J.F., López, J.A., Ortiz, F.J., Domínguez, J.A.

63 Monitorización multiescalar del estrés hídrico a largo plazo en olivar de super-alta densidad
Díaz-Delgado, R. y Díaz-Espejo, A.

67 Evolución del NDVI calculado a partir de imágenes Sentinel-2 y su relación con los parámetros bio-físicos en un viñedo de la variedad Verdejo durante 3 años
Vélez, S., Rubio, J.A., Andrés, M.I., Barajas, E.

71 Utilización de ortofotografías de alta resolución para la identificación de plantas cloróticas en viñedo
García-Fernández, M., Sanz-Ablanedo, E., Marcelo-Gabella, V., Rodríguez-Pérez, J.R.

75 **SECCIÓN 02. Bosques**

77 Cartografía de la fenología de la vegetación de la península ibérica a partir de series temporales de MODIS
Caparrós-Santiago, J.A., Rodríguez-Galiano, V.

81 Comparación de medidas de *Nerium oleander* L. mediante medición clásica, láser escáner terrestre (TLS) e imágenes derivadas de drones (UAV)
Carbonell-Rivera, J.P., Estornell, J., Ruiz, L.A., Torralba, J., López-Cortés, I., Salazar, D.

85 Caracterización de la fenología de *Fagus sylvatica* L. en poblaciones mediterráneas del Sistema Central español mediante datos Landsat OLI/ETM+ y Sentinel-2A/B
Gómez, C., Alejandro, P., Montes, F.

89 Estimación de variables esenciales de la vegetación en un ecosistema de dehesa utilizando factores de reflectividad simulados con PROSAIL + FLIGHT
Martín, M.P., Pacheco-Labrador, J., Gonzalez-Cascon, R., Moreno, G., Migliavacca, M., García, M., Yebra, M., Riaño, D.

93 Detección de cortas en choperas con imágenes Landsat
Esteban, J., Tomé, J.L., Fernández-Landa, A.

97 Aproximación a las existencias forestales mediante el empleo de fuentes de información disponibles
López-Amoedo, A. , Lorenzo, H. , Arias, P.

101 Monitoreo y evaluación de sanidad del bosque mediterráneo mediante imágenes hiperespectrales
Guillén-Climent, M.L., Algeet-Abarquero, N., Fernández-Landa, A., Más, H., Tomé, J.L.

105 **SECCIÓN 03. Incendios forestales**

107 Comparación de los servicios Copernicus EMS EFFIS y *Rapid Mapping* para la detección y gestión de incendios forestales
Donezar-Hoyos, U., Ros, F., Ciriza, R., Larrañaga, A., Broglia, M., Steel, A.

111 Clasificación de trayectorias de regeneración post-incendio a partir de series temporales de Landsat: El caso de Yeste (Albacete)
Viana-Soto, A., Aguado, I., Salas, J., García, M.

115 Análisis contextual y temporal de tendencias para el producto FireCCILT10
Otón, G., Pereira, J.M., Silva, J.M.N., Chuvieco, E.

119 Impacto de la resolución espacial en la detección global de áreas quemadas: comparación de productos de media y baja resolución en África
Chuvieco, E., Pettinari, M.L., Lizundia-Loiola, J., Ramo, R., Bastarrika, A., Roteta, E.

123 Evaluación de productos de área quemada derivados del sensor MODIS en la región boreal de Alaska
Moreno-Ruiz, J.A., García-Lázaro, J.R., Arbelo, M., Riaño, D., Barón-Martínez. J.

127 Delimitación del área quemada y su comparativa con el servicio EMS en el incendio de Luchente (España) en 2018 utilizando Sentinel-2
Llorens, R., Sobrino, J.A.

131 Análisis de datos de teledetección para la evaluación de incendios convectivos
Barberà, M.J., Niclòs, R., Estrela, M.J., Puchades, J., Pérez-Planells, L.

135 Uso de técnicas de teledetección para determinar la relación entre la historia de incendios y la severidad del fuego
Fernández-García, V., Beltrán-Marcos, D., Pinto-Prieto, R., Fernández-Guisuraga, J.M., Calvo, L.

139 Utilización de Vehículos Aéreos No-Tripulados (VANTs) e inteligencia artificial en la evaluación de la severidad de quemas prescritas en la Cordillera Cantábrica (España)
Pérez-Rodríguez, L.A., Quintano, C., Marcos, L. Fernández-Manso, A.

143 Índices espectrales Sentinel-2 para discriminación de severidad de quemado
Fernández-Manso, A., Quintano, C., Fernández-García, V., Calvo, L.

147 Evaluación del uso de teledetección para la caracterización de la severidad sobre la vegetación tras incendios forestales en Galicia
Fernández-Alonso, J.M., Fernández, C., Sobrino, J.A., Llorens, R.

151 Cartografía de la afección del gran incendio de 2017 de Las Peñuelas en Moguer (Huelva) con imágenes satelitales
Granado, L., Pino, I., Vales, J.J., Prieto, R., Méndez, E., Rodríguez, M., Giménez de Azcárate, F., Ortega E., Moreira, J.M.

155 Cartografía de la recuperación vegetal del incendio de Las Peñuelas en Moguer (Huelva) con imágenes satelitales
Pino, I. , Granado, L., Vales, J.J., Prieto, R., Méndez, E., Rodríguez, M., Giménez de Azcárate, F., Ortega E., Moreira, J.M.

159 Análisis de masas forestales afectadas por los grandes incendios ocurridos en 2017 en Andalucía a partir de datos LiDAR y PLEIADES
Prieto, R., Méndez, E., Vales, J.J., Granado, L., Pino, I., Rodríguez, M., Giménez de Azcárate, F., Ortega E., Moreira, J.M.

163 Protocolo de actuaciones en materia de Información Ambiental como soporte a contingencias relativas a Incendios Forestales en Andalucía
Vales, J.J., Granado, L., Méndez, E., Pino, I. , Prieto, R., Fernández-Palacios, A. Giménez de Azcárate, F., Ortega E., Moreira, J.M.

167 Estimación de daños causados por el incendio del 20 de septiembre de 2017 en Gran Canaria, y análisis de la recuperación de la cubierta vegetal mediante el procesado de imágenes de satélite de alta resolución
Rodríguez-Esparragón, D., Marcello, J., Guedes-Sánchez, J.A.

171 **SECCIÓN 04. Atmósfera, meteorología y clima**

173 Caracterización térmica mediante sinergia entre Sentinel-2 y Sentinel-3
Jiménez, J.C., Skokovic, D., Sobrino, J.A., Sòria, G., Julien, Y., Gomis-Cebolla, J., García, S., Llorens, R.

177 Monitorización Global de los Gases de Efecto Invernadero Metano y Óxido Nitroso a partir del Metop/IASI
García, O., Schneider, M., Ertl, B., Sepúlveda, E., Borger, C., Diekmann, C., Wiegele, A., Hase, F., Barthlott, S., Blumenstock, T., Raffalski, U., Gómez-Peláez, A., Steinbacher, M., Ries, L.

181 Variabilidad de la temperatura del aire y su comparación con datos MODIS LST en la península Hurd de la Isla Livingston, Antártida, entre 2000 y 2016
Recondo, C., Corbea-Pérez, A., Peón, J., Pendás, E., Ramos, M., Calleja, J.F., de Pablo, M.A., Fernández, S., Corrales, J.A.

185 Comparación de las mediciones del EOA de MODIS con instrumentos en superficie en Cuba: garantía de consistencia en las investigaciones
Antuña-Marrero, J.C., Cachorro, V., Rodríguez-Vega, A., de Frutos, A. , García-Parrado, F., Antuña-Sánchez, J.C.

189 Temperatura de la superficie del Planeta Tierra mediante imágenes MODIS en el periodo 2001-2018
Sobrino, J.A., García-Monteiro, S., Julien, Y., Skokovic, D.

193 Caracterización de los aerosoles durante las temporadas de quema de biomasa para el período 2015-2018 en el Observatorio de Huancayo, Perú
Estevan-Arredondo, R., Moya-Álvarez, A.S., Suárez-Salas, L.F., Álvarez-Tolentino, D., Silva-Vidal, Y.

197 Validación del espesor óptico de aerosoles proporcionados por el satélite MODIS con los datos de AERONET en Chipre durante la campaña experimental "A-LIFE"
Velasco-Merino, C., Mateos, D., Toledano, C., González, R., Cachorro, V.E., Calle, A., de Frutos, A.M.

201 Mejora de la resolución espacial de la Temperatura de la Superficie Terrestre del sensor SLSTR mediante imágenes VNIR de Landsat-8 y Sentinel-2
Skoković, D., Sobrino, J.A.

205 Medida de las Concentraciones de Gases de Efecto Invernadero en Madrid (MEGEI-MAD)
García, O., Sepúlveda, E., Morgui, J.A., Frey, M., Schneider, C., Curcoll, R., Estruch, C., Ramos, R., Torres, C., León, S., Hase, F., Butz, A., Toledano, C., Cuevas, E., Blumenstock, T., Pérez, C., Guevara, M., Jorba, O., Marrero, C., Bustos, J.J., López-Solano, J., Romero-Campos, P.M.

209 Evaluación de los productos de radiación solar incidente de satélites del CM SAF en la Península Ibérica durante el periodo 1985-2015
Montero-Martín, J., Antón, M., Vaquero-Martínez, J., Sánchez-Lorenzo, A.

213 Evaluación de variables climáticas obtenidas mediante teledetección en el entorno de las aguas del archipiélago canario
Marrero-Betancort, N., Rodríguez-Esparragón, D., Marcello-Ruiz, F.J.

217 Análisis de series temporales de parámetros atmosféricos mediante teledetección por satélite y su correlación con riesgos para la salud en Canarias
Caballero-Leiva, I., Marrero-Betancort, N., Rodríguez-Betancor, J.J., Rodríguez-Esparragón, D., Marcello-Ruiz, F.J.

221 El vapor de agua integrado obtenido mediante instrumentos satelitales: evaluación con medidas de GPS en la Península Ibérica
Vaquero-Martínez, J., Antón, M., Ortiz de Galisteo, J.P., Cachorro, V.E., Álvarez-Zapatero, P., Román, R., Loyola, D., Costa, M.J., Wang, H., González-Abad, G., Noël, S., Montero-Martín, J.

225 Atenuación de la irradiancia directa espectral debida a la presencia de cirros en el Observatorio de Izaña
García-Cabrera, R.D., Cuevas, E., Barreto, A., Ramos, R., Bayo, C., Arbelo, M., Cachorro, V., López, C., Yela, M.

229 *Downscaling* estadístico del servicio CAMS para la predicción de radiación solar global con datos Meteosat y técnicas de aprendizaje máquina
Cornejo-Bueno, L., Casanova-Mateo, C., Sanz-Justo, J., Gómez-Aragón, D., Salvador-González, P., Salcedo-Sanz, S., Casanova-Roque, J.L.

233 Uso de la banda espectral a 1.38 µm de Sentinel-3 SLSTR para la identificación y eliminación de nubes tipo cirros, mediante algoritmos empíricos
Fortea, J.C., Moreno, J.

237 Vapor de agua y cubierta de nubes sobre las zonas polares a través del instrumento AIRS
Román, R., Antuña-Sánchez, J.C., Vaquero-Martínez, J., González, R., Velasco-Merino, C., Martín, P., Mateos, D., Antón, M., Toledano, C., Cachorro, V.E., Calle, A., de Frutos, A.M.

241 Distribución espacial de propiedades del aerosol mediante el software CAELIS
Mateos, D., González, R., Fuertes, D., Velasco-Merino, C., Antuña-Sánchez, J.C., Román, R., Martín, P., Toledano, C., Cachorro, V.E., Calle, A., de Frutos, A.M.

245 Validación de la evapotranspiración con el uso del modelo S-SEBI y de datos de lisímetro en la zona de Barrax
Rocha, N.S., Sobrino, J.A., Skoković, D., López-Urrea, R., Jiménez-Muñoz, J.C., Rolim, S.B.A., Martínez, L.

249 Análisis de tendencia en la GPP anual sobre la España peninsular
Sánchez-Ruiz, S., Martínez, B., Campos-Taberner, M., García-Haro, F.J., Gilabert, M.A.

253 **SECCIÓN 05. Metodología, procesado de datos y algoritmos**

255 Estimación de la Temperatura de Superficie y detección de *hotspots* en tiempo real con datos MSG-SEVIRI
Julien, Y., Sobrino, J.A., Jiménez-Muñoz, J.C., Sòria, G., Skokovic, D.

259 Estimación de mapas de LST a resolución de 10 m combinando imágenes MODIS y Sentinel-2. Aplicación a una zona experimental agrícola
Sánchez, J.M., Galve, J.M., González-Piqueras, J., López-Urrea, R., Niclòs, R., Calera, A.

263 *Sentinel Toolbox Application* (SNAP) aplicado a la clasificación supervisada de imágenes PNOA
Fragoso-Campón, L., Quirós, E.

267 Filtros interferenciales de silicio nanoestructurado para el desarrollo de sensores hiperespectrales de bajo coste
Torres-Costa, V., Martín-Palma, R.J.

271 Implementación de un filtro de escalamiento utilizado durante el proceso de fusión de imágenes Ikonos, a partir de la descomposición *à trous*
Toro, G., Medina, J.

275 Geocorrección de imágenes EPIC/DSCOVR mediante detección automática de las líneas de costa
Molina-García, V., Efremenko, D.S., Loyola, D.

279 GRASP: Un algoritmo versátil para la caracterización de las propiedades atmosféricas y de superficie a partir de medidas de teledetección
Fuertes, D., Torres, B., Litvinov, P., Lapyonok, T., Lopatin, A., Dubovik, O.

283 Obtención de parámetros de irradiancia solar desde satélites geoestacionarios
Puchades, J., Niclòs, R., Valor, E., Galve, J.M., Lacave, O., Puig, P.

287 Caracterización de la emisividad del pasto seco mediante imágenes AHS
de Miguel, E., Carretero, L., González-Lagos, M., Jiménez Michavila, M.

291 Evaluación de la técnica de corrección atmosférica SBAC aplicada a Landsat 8-TIRS empleando medidas de LST en la zona de Barrax
Galve, J.M., Sánchez, J.M., Villodre, J., González-Piqueras, J., Coll, C., Calera, A.

295 Índice de evaluación global de la segmentación de imágenes de teledetección
Peña, J.M., Torres-Rojas, D., DeGloria, S., Dorado, J., Lehmann, J.

299 Potencial del producto SEVIRI/MSG GPP en la detección de zonas afectadas por estrés hídrico
Martínez, B., Sánchez-Ruiz, S., Campos-Taberner, M., García-Haro, F.J., Gilabert, M.A.

303 Análisis de técnicas de desagregación térmica: comparación del comportamiento de diferentes índices como variables predictoras
Piñuela, F., Niclòs, R., Sánchez, J.M., Coll, C., Puchades, J.

307 Mejora de la resolución espacial y espectral de imágenes adquiridas mediante aeronaves remotamente pilotadas, usando la fusión de imágenes con Wavelet: algoritmo de Mallat y À trous
Medina, J., Carrillo, I., Upegui, E.

311 Aplicación de filtros multicriterio basados en NDVI para la extracción de áreas de entrenamiento desde la base de datos SIOSE
Padial, M., Vidal-Macua, J.J., Serra, P., Ninyerola, M., Pons, X.

315 El linaje geoespacial como herramienta de evaluación del origen de los productos de teledetección
Closa, G., Masó, J., Pesquer, L., Pons, X.

319 Automatización del procesamiento de series temporales de imágenes y de la publicación *online* de productos del Espacio Natural de Doñana
Díaz-Delgado, R., García, D., Aragonés, D., Afán, I., Bustamante, J.

323 Evaluación rápida de tendencias y cambios en la vegetación de Doñana mediante el uso de la serie histórica de NDVI de Landsat con Google Earth Engine
Díaz-Delgado, R., García, D.

327 **SECCIÓN 06. Cartografía y fotogrametría**

329 Mejora de procesos y productos en el Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA)
Villa, G., García, C., Hombrados, E., Martínez, J., Martínez, L., Millán, C., Molina, S., Ovaco, D., Ruiz, D., Verduguez, E., Villena, A.

333 Generación del Mapa de Usos y Cubiertas del Suelo de Cataluña 2017 mediante clasificación de imágenes Sentinel-2 y datos auxiliares
González-Guerrero, O., Pons, X.

337 Combinación de *random forest* y redes neuronales para clasificar usos del suelo
Alonso-Sarria, F., Valdivieso-Ros, C., Rodríguez-Valero, M., Gomariz-Castillo, F.

341 Aplicación de imágenes Sentinel-3 para el cartografiado de cobertura vegetal. Caso de estudio: Dehesa Extremeña
Fragoso-Campón, L., Quirós, E.

345 Identificación semiautomática de discontinuidades en taludes rocosos a partir de nubes de puntos 3D obtenidas con un *Remotely Piloted Aircraft System*
Tomás, R., Asensio, J.L., Riquelme, A., Cano, M., Pastor, J.L., Pagán, J.I., Ruffo, M.

349 Cartografía de clasificación de usos y coberturas del suelo en un área semi-árida mediterránea, la demarcación hidrográfica del río Segura, a partir de imágenes Sentinel-2
Valdivieso-Ros, C., Gomaríz-Castillo, F., Alonso-Sarría, F.

353 Estimación de la pérdida de suelo útil mediante el modelo predictivo RUSLE e imágenes de satélite en la Isla volcánica de Fogo, Cabo Verde (África)
Hernández, Z., de Figueiredo, T., Neta, M.C.

357 Estimación de la distribución espacial del control terrestre para el proceso fotogramétrico utilizando aeronaves remotamente pilotadas
Puerto-Caro, L.N., Ríos Monroy, A.P., Upegui, E.

361 Sentinel 2 como herramienta para visualizar el crecimiento urbano de las ciudades
Torres-Costa, V., Hernández, Z., Rodríguez-Esteban, J.A.

365 Análisis espacio-temporal de la degradación de suelos afectados por salinidad en el sistema lacustre del Valle de Texcoco (México)
Oliver-Burwitz, L. , Rodríguez-Esteban, J.A. , Torres-Costa, V. , Hernández, Z.

369 Cartografía de la vegetación del Malpaís de Güímar: un estudio preliminar
Marchetti, F., Brito, Y., Alonso, A., Piso, G., Arbelo, M.

373 Evaluación de Modelos Digitales de Elevación (MDEs) obtenidos a partir de imágenes Sentinel-1 en la Región Metropolitana de Chile
Vidal, P., Pérez, W., Fernández-Sarría, A.

377 **SECCIÓN 07. Oceanografía y recursos marinos**

379 Teledetección como apoyo para la gestión de las pesquerías
Navarro, G., Ruiz, J.

383 Progreso en la estimación de la batimetría en regiones costeras turbias de EEUU con los satélites Sentinel-2A/B
Caballero, I., Stumpf, R.P.

387 Detección de fuentes potenciales de vertidos de petróleo utilizando la información contextual en imágenes SAR de PAZ
Benito-Ortiz, M. de C., de la Mata-Moya, D.A., Jarabo-Amores, M.P., Cicuendez-Perez, J.I., Gallego-Reina, G., Lasso-de la Vega, C.

391 Sentinel-3A SRAL: un avance para la altimetría costera. Validación en las costas de la península ibérica
Aldarias, A., Gómez-Enri, J., Laiz, I., Tejedor, B., Vignudelli, S., Cipollini, P.

395 Marine-EO: Copernicus en la monitorización integral del entorno marino
Gómez-Miguel, B., Varkitzi, I., Martins, A., Vieira, F.A.L., Silva, S., Rodrigues, S., Rizogiannis, C., Tagne, U., Trypitsidis, A., Zurita, R., Thomopoulos, S.C.A.

399 Contracorriente costera en el golfo de Cádiz: observación con datos altimétricos (CryoSat-2) y radar de alta frecuencia (HF)
Mulero-Martínez, R., Gómez-Enri, J., Bruno, M.

403 Evolución de la temperatura de la superficie del Mar Mediterráneo a partir de datos MODIS en el periodo 2001-2018
García-Monteiro, S., Sobrino, J.A., Julien, Y., Sòria, G., Skokovic, D.

407 Análisis multi-satélite como herramienta para la planificación y toma de decisiones en campañas oceanográficas: CALYPSO 2019
Caballero, I., Navarro, G., Zarokanellos, N.D., Tintoré, J.

411 Variabilidad espacio-temporal del frente Almería-Orán usando imágenes de color oceánico 2019
Navarro, G., Zarokanellos, N., Caballero, I., Tintoré, J.

415 **SECCIÓN 08. Espectrorradiometría**

417 Estimación de clorofila y nitrógeno en el substrato herbáceo de un ecosistema de dehesa mediante espectro-radiometría
Gonzalez-Cascon, R., Pacheco-Labrador, J., Casillas-Martínez, L., Serrano-Játiva, M., Henkel, K., Migliavacca, M., Martin, M.P.

421 Identificación mineralógica de piezas arqueológicas elaboradas en talco mediante espectroscopía de reflectancia de laboratorio
Ferrer-Julià, M., Herrero, D. , García-Meléndez, E., González, E., Colmenero Hidalgo, E.

425 Incertidumbre de las medidas de espectroscopía de campo en condiciones de iluminación no óptimas
Jiménez, M. , Gutiérrez de la Cámara, O. , Muñoz, F. , Moncholi, A.

429 Identificación del contenido de arcillas y óxidos de hierro en sedimentos terciarios y cuaternarios del borde noroeste de la Cuenca del Duero mediante espectroscopía de reflectancia difusa (VNIR–SWIR)
Báscones, A. , Suárez, M. , García-Meléndez, E. , Ferrer-Juliá, M.

433 Caracterización Espectral de Pinturas Rupestres: Cueva Pintada (Gáldar, Gran Canaria)
González-Piqueras, J. , Onrubia, J. , Quintanilla, A. , Hernández, D. , Rodriguez, C.G. , Saenz, J.I.

437 **SECCIÓN 09. LiDAR**

439 Comparación de parámetros de olivos a partir de UAV y datos LiDAR aéreos
López-Cortés, I., Martí-Gavilá, J., Estornell, J., Fernández-Sarría, A.

443 Análisis de posiciones y densidades TLS (*Terrestrial Laser Scanning*) para optimizar la estimación de parámetros forestales
Torralba, J., Ruiz, L.A., Carbonell-Rivera, J.P., Crespo-Peremarch, P.

447 Aplicación del LiDAR aéreo a una nueva metodología de cálculo del Factor de Vegetación para el CAP en La Rioja
Tomé-Morán, J.L., Soto-Rey, M., García de Vicuña-Ruiz de Argandoña, A., Marino-del Amo, E.

451 Clasificación de modelos de combustible mediante datos LiDAR en masas mediterráneas afectadas por incendios forestales
Domingo, D., de la Riva, J., Lamelas, M.T., Hoffrén, R., Ibarra, P., Echeverría, M.T., García-Martín, A.

455 Clasificación automática de puentes y aguas continentales a partir de nubes de puntos 3D (LiDAR aerotransportado)
Lorite-Martínez, S., Moreno-Jabato, J., Garrido-Sáenz de Tejada, J.M., Rodríguez-Cuenca, B.

459 Productos derivados del proyecto PNOA-LiDAR: el Modelo Digital de Diferencias y el Mapa LiDAR
Rodríguez-Cuenca, B., Garrido-Sáenz de Tejada, J.M., Lorite-Martínez, S., Moreno-Jabato, J.

463 Reconsiderando los estándares para evaluar la exactitud de modelos de estimación de características de ecosistemas con LiDAR
Valbuena, R., Hernando, A., Manzanera, J.A., Görgens, E.B., Almeida, D.R.A., Silva, C.A., Mauro, F., García-Abril, A., Coomes, D.

467 Expansión continua del IFN4 de Extremadura y Canarias mediante técnicas LiDAR
Guerra-Hernández, J., Avilés, C., Botequim, B., Jurado-Varela, A., Sandoval-Altalerrea, V., Robla-González, E.

471 **SECCIÓN 10. Medio ambiente y recursos hídricos**

473 Análisis por teledetección de superficies de agua altamente variables en zonas húmedas
Pena-Regueiro, J., Sebastiá-Frasquet, M.T., Estornell, J.

477 Estimación de flujos de energía en un ecosistema de dehesa utilizando fusión de datos ópticos y térmicos obtenidos por sensores hiperspectrales aeroportados
Burchard-Levine, V., Nieto, H., Riaño, D., Migliavacca, M., El-Madany, T.S., Pérez-Priego, O., Carrara, A. Martín, M.P.

481 Uso de datos de teledetección y técnicas de modelado de hábitats para respaldar acciones de conservación en Natura 2000: Un caso de estudio en las Islas Baleares
Yañez-Rausell, L., Gil-Tena, A., Martin-Alcón, S., Cantón, J., Álvarez-Martínez, J.M., Tomé-Morán, J.L., Fernández-Landa, A.

485 Transparencia de diferentes embalses de la cuenca del Júcar con imágenes Sentinel-2
Delegido, J., Urrego, P., Ruiz-Verdú, A., Pereira-Sandoval, M., Vicente, E., Sòria-Peprinyà, X. , Soria, J.M. , Moreno, J.

489 Validación de dos algoritmos de evapotranspiración en los bosques tropicales del Amazonas
Gomis-Cebolla, J., Jiménez-Muñoz, J.C.,Sobrino, J.A.

493 Valoración del producto MOD16A2 para su potencial aplicación en la Región Pampeana Argentina
Degano, M.F., Rivas, R., Carmona, F., Niclòs, R., Puchades, J.

497 Observación de masas de agua continentales con la misión ANSER-Cinclus
de Miguel, E., Carretero, L., González-Lagos, M., Jiménez Michavila, M.

501 Selección del umbral óptimo para la separación de la lámina de agua del embalse Jerte-Plasencia a partir de Sentinel-1
Sánchez-Sánchez, Y., Quirós, E., Durán-Barroso, P.,Martínez-Graña, A.

505 Evaluación de una floración algal masiva en el río de la Plata (Uruguay)
Zabaleta, B., Aubriot, L., Achkar, M.

509 Detección de condiciones favorables para la langosta del desierto (*Schistocerca gregaria*) mediante modelos de distribución de especies
Gómez, D., Salvador, P., Sanz, J., Casanova, C., Casanova, J.L.

513 Estudio de la concentración de clorofila en el embalse de Itupararanga (Brasil) con imágenes Sentinel-2
Delegido, J., Pompêo, M., Rosa, A.H., Moschini-Carlos, V., Vicente, E., Sòria-Perpinyà, X., Soria, J.M., Ruiz-Verdú, A., Urrego, P., Pereira-Sandoval, M., Moreno, J.

517 Validación de los datos de humedad de suelo de la ESA CCI para la predicción del almacenamiento de agua en la región Norte de Portugal
Hernández, Z., Royer, A.C., de Figueiredo, T., Fonseca, F., Costa-Araujo-Schütz, F.

521 Monitoreo del estado hídrico de la sabana del Parque Kruger (Sudáfrica) mediante Sentinel 2 y MODIS-Sentinel 3
Andreu, A., Dube, T., Hülsmann, S., Carpintero, E., Mudau, A.E., González-Dugo, M.P.

SECCIÓN 01

Agricultura

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 3-6. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Comparación de árboles de decisión CART y bajo criterio experto en la clasificación de cultivos de una zona de riego extensa

Guillén, M.[(1)], Rodrigues, M.[(2,3)], Febrer, M.[(3,4)], Casterad, M.A.[(1)]
[(1)] Unidad de Suelos y Riegos (Asociada al CSIC). Centro de Investigación y Tecnologías Agroalimentaria de Aragón, Avda. Montañana 930, 50059-Zaragoza, España. mguillenc@aragon.es
[(2)] Dpto. de Ingeniería Agroforestal, Univ. de Lleida, Pl. de Víctor Siurana, 1, 25001-Lleida, España.
[(3)] Grupo GEOFOREST-IUCA, Dpto. de Geografía y Ordenación del Territorio Univ. de Zaragoza. C/ Pedro Cerbuna, 12, 50009-Zaragoza, España.
[(4)] remOT Technologies S.L., C/ Mariano Esquillor Gómez s/n 50018-Zaragoza, España.

Resumen: En las comunidades de regantes, los gestores demandan estrategias que permitan optimizar el uso del agua. Disponer de información sobre las superficies de cultivos y sus necesidades hídricas es esencial para el manejo eficiente del agua. Las imágenes de satélite son útiles para este fin, gracias a las ventajas que ofrece la información espectral (generación de índices de vegetación) y a la disponibilidad de técnicas como clasificación supervisada, uno de los métodos más utilizados en la clasificación de cultivos. En este trabajo se compara y evalúa la utilización de árboles de decisión CART y árboles de decisión bajo criterio experto (TREE) en la clasificación de tipologías de cultivos en la Zona Regable del Canal de Aragón y Cataluña. Esta clasificación se realiza a partir de información multitemporal de NDVI derivado de imágenes Landsat 8 en 6 fechas distintas a lo largo de la campaña de riegos de 2016. Los dos modelos proporcionan una muy buena clasificación, mejorando CART ($\hat{F}$=0,91) la fiabilidad global de TREE ($\hat{F}$ =0,84).

Palabras clave: CART, Landsat 8, Clasificación digital, NDVI.

Comparing CART and expert criteria decision trees in the classification of crops in a large irrigation area

Abstract: *Water user associations' managers demand strategies for water use optimization. Knowledge on irrigated croplands and their specific hydric requirements is essential to achieve an efficient use of water resources. Remote sensing imagery is particularly useful to this end, due to the benefits offered by spectral information (i.e., vegetation indices) coupled to techniques such as supervised classification, one of the most widely used methods for cropland classification. In this work, we compare the CART algorithm (supervised tree-learning) and expert criteria decision trees (TREE). We compared and evaluated their classification performance for various crop types in the Irrigation Area of Canal de Aragón and Cataluña. Both classification approaches were trained from multi-temporal NDVI data from Landsat 8 imagery measured at six different dates throughout the irrigation season 2016. Both models denoted a very good classification performance, although global accuracy was higher in CART ($\hat{F}$=0.91) compared to TREE ($\hat{F}$=0.84).*

Keywords: *CART, Landsat 8, Digital classification, NDVI.*

1. INTRODUCCIÓN

El conocimiento de la superficie de cultivos es clave en la gestión de zonas regables. Como es sabido, las imágenes de satélite son una herramienta muy útil para la identificación y seguimiento de los cultivos. Además, están adquiriendo gran protagonismo en la mejora e innovación de la gestión del uso del agua con su integración en los nuevos modelos y estrategias de gestión adoptados por Comunidades de Regantes, Confederaciones Hidrográficas, Organismo públicos,…

La clasificación supervisada, uno de los métodos más empleados en la clasificación de cultivos, está dando paso en los últimos años a los métodos basados en algoritmos "*Machine Learning"* que se están aplicando en teledetección para la identificación de cultivos con buenos resultados (Rodríguez-Galiano y Chica-Rivas, 2012; Toro et al., 2015; Larrañaga y Álvarez-Mozos, 2016; Gomáriz-Castillo et al., 2017; Sitonkostantinou et al., 2018).

En este trabajo se compara y evalúa desde un punto de vista metodológico y predictivo la aplicación de árboles de decisión CART y árboles de decisión bajo criterio experto en la clasificación de tipologías de cultivos en la Zona Regable del Canal de Aragón y Cataluña (CAyC). Se elige esta área de estudio por su gran extensión, la diversidad de cultivos y sistemas de riego que presenta, la experiencia previa de monitorización con teledetección de la superficie cultivada en la zona, así como por el interés en mejorar y agilizar la clasificación de cultivos en la zona.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La CAyC, situada en la margen izquierda de la Cuenca del Ebro entre las provincias de Huesca y Lérida, es una de las más importantes de España. Cuenta con unas 105 000 hectáreas, de las cuales, el 60% están en Aragón y el 40% restante en Cataluña. Aproximadamente la mitad de la superficie se riega por aspersión (cobertura fija y pivotes) y la otra mitad por gravedad y goteo, 27 y 23% respectivamente.

Predominan los frutales, tanto de hueso como de pepita, y los cultivos extensivos entre los que destacan

los cereales de invierno, trigo y cebada principalmente; cereales de verano, predominando el maíz; y forrajeras, principalmente alfalfa. Las dobles cosechas han ido ganando terreno en la parte central de la CAyC siendo cebada-maíz la más habitual.

2.1. Obtención de la muestra de cultivos para la clasificación

La muestra de cultivos para la clasificación se obtuvo de la información no sensible sobre cultivos de las declaraciones de la PAC de 2016 (año de estudio) recopilada en el Sistema de Información Geográfica para Parcelas Agrarias (SIGPAC). Esta información fue suministrada por el Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad del Gobierno de Aragón al CITA, quién combinó las bases de datos de las declaraciones con el archivo vectorial SIGPAC que incluye el parcelario de 2016 (recintos SIGPAC) actualizado y georreferenciado. Esta capa en formato vectorial fue la utilizada para la selección de parcelas para el modelado.

La experiencia de anteriores clasificaciones en la zona de estudio llevó a establecer las siguientes categorías de cultivos a identificar: 1-Alfalfa, 2-Arroz, 3-Doble cosecha, 4-Extensivos de invierno, 5-Extensivos de verano 6-Leñosos y 7-Sin cultivo. Ello requirió unificar bajo una misma categoría cultivos diferentes.

Las parcelas elegidas y utilizadas en el modelado de clasificación se dividieron en dos grupos: conjunto de parcelas para entrenar el clasificador (Parcelas_training, 70%) y conjunto de parcelas para su validación (Parcelas_test, 30%). El número de parcelas seleccionadas es variable en cada categoría (Tabla 1) pues la representación (superficie) de cada cultivo en el área de estudio no es homogénea. Todas las parcelas elegidas cumplen el requisito impuesto de abarcar al menos una superficie equivalente a 10 píxeles de 30×30 m, tamaño de píxel de las imágenes utilizadas en la clasificación. Para eliminar el efecto borde y disminuir posibles errores asociados en el proceso de clasificación, se aplicó un buffer de 60 m hacia el interior de las parcelas, equivalente a 2 píxeles.

Tabla 1. *Parcelas seleccionadas como entrenamiento (training) y para validación (test).*

	Total Parcelas		Parcelas_ training		Parcelas_test	
Clases	Nº	ha	Nº	ha	Nº	ha
Alfalfa	304	1477,91	213	994,56	91	483,35
Arroz	1	2,25	--	--	--	--
Doble Cosecha	282	1268,84	197	871,78	85	397,06
Ext. Invierno	209	922,9	146	692,66	63	230,24
Ext. Verano	183	1061,35	128	763,66	55	297,69
Leñoso	268	1063,54	188	753,23	80	275,58
Sin Cultivo	26	104,49	18	70,30	8	34,19
TOTAL	1272	5901,28	890	4146,19	382	1752,84

2.2. Imágenes utilizadas en la clasificación

Se usaron 6 imágenes Landsat 8, nivel de procesamiento L1T, descargadas del servidor *United States Geological Survey* (USGS https://earthexplorer.usgs.gov/).

Posteriormente se corrigieron atmosféricamente por el método del objeto oscuro y los valores de reflectividad se obtuvieron según las indicaciones que proporciona USGS. Las imágenes elegidas corresponden a la campaña de riego que se extiende desde marzo hasta primeros de octubre. Se intentó tener una imagen por mes, completando la serie con una más de finales de junio, periodo de transición de cultivos de invierno a cultivos de verano. La presencia de nubosidad limitó la disponibilidad de imágenes en primavera. Las fechas escogidas fueron 30 de marzo, 2 de junio, 25 de junio, 4 de julio, 12 de agosto y 6 de septiembre de 2016.

2.3. Clasificación TREE

Esta clasificación consistió en la definición de árboles de decisión bajo criterio experto que se programaron con la herramienta "*Knowledge Enginner*" de Erdas Imagine. Como parámetros para la clasificación se utilizaron los NDVI de 6 imágenes Landsat 8 anteriormente indicadas.

Los diferentes árboles de decisión se plantearon sobre la experiencia adquirida en anteriores clasificaciones realizadas en la Zona Regable en 2013 y 2014 en la zona de estudio y con el apoyo de los mapas de cultivos y ocupación correspondientes a dicho año. Estos árboles de decisión, 7 en total, se aplicaron secuencialmente empezando con aquellos basados en reglas de decisión que asegurasen alto acierto en la asignación de los píxeles a cada categoría. Las reglas de decisión seguidas fueron multicriterio en cada categoría a discriminar. Cada árbol de decisión se aplicó sobre lo que había quedado sin clasificar al aplicar el precedente (Figura 1). Finalmente se clasificaron las superficies no asignadas con los árboles de decisión. Más detalles de la clasificación en Casterad et al. (2016).

Como una de las utilidades de la clasificación es generar el mapa de tipologías de cultivos, se ensayó la aplicación de un filtro de mayoría 3×3 a dicha clasificación, ya que proporciona un mapa de cultivos más limpio visualmente al disminuir los píxeles aislados de cada categoría.

2.4. Clasificación CART

Se trabajó con este clasificador en el software libre estadístico R 3.5 con los paquetes Rpart 4.1-13 (Therneau et al., 2018). Como parámetros para la clasificación se utilizaron las imágenes ráster de NDVI de las seis fechas seleccionadas y las Parcelas-training en formato vectorial para el entrenamiento del clasificador. A cada una de las parcelas se le asignó el valor de la mediana de sus píxeles en cada uno de los parámetros estudiados (valores de NDVI en distintas fechas). Se eligió la mediana sobre la media debido a una mayor estabilidad frente a los outliers, los cuales se puede deber a anomalías, problemas de suelo en una parcela, etc. (Nitze et al., 2012).

El primer paso fue generar y ajustar el modelo de predicción. Para ello se entrenó al modelo con las Parcelas-training. La variable objetivo fue la categoría de cultivo (código de cultivo) y las variables predictoras fueron los valores de NDVI en las 6 fechas seleccionadas.

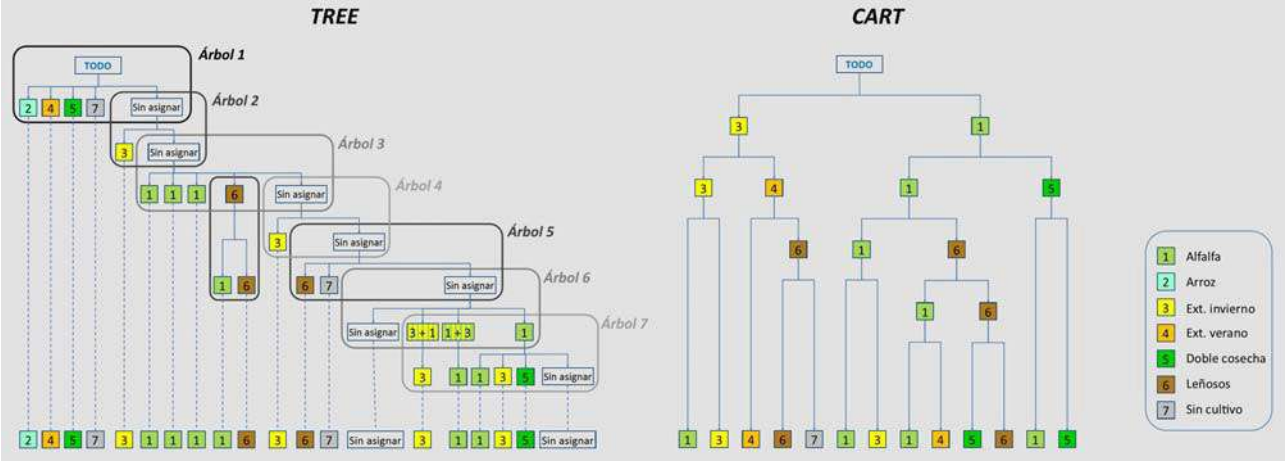


***Figura 1**. Esquema de los modelos adoptados.*

El segundo paso consistió en la aplicación del modelo a los datos ráster para obtener la clasificación de cultivos.

Al igual que en la clasificación TREE se aplicó un filtro de mayoría de 3×3. Las predicciones fueron almacenadas como archivos ráster.

2.5. Verificación de resultados

Para la verificación de las clasificaciones se confrontaron los valores predichos con los reales en las Parcelas_test, comparando la categoría observada con la categoría predicha por el modelo y confirmando su coincidencia o no. La categoría asignada a cada parcela como resultado de la clasificación (valor de predicción) se determinó por el valor de la moda de todos los píxeles de la Parcelas-test.

La validación de los resultados se realizó mediante los estadísticos Fiabilidad global ($\hat{F}$), Fiabilidad del Usuario (*FU*) y del Productor (*FP*), y el índice Kappa (κ).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El modelo CART indica que todas las variables utilizadas en la clasificación, NDVI de las diferentes fechas, son relevantes. Estos resultados entran dentro de lo esperado, pues las fechas utilizadas ya corresponden a una selección previa realizada desde la experiencia en la clasificación de cultivos en la zona de estudio. La variable con mayor contribución es el NDVI de 6 de septiembre y la variable que menor contribución presenta es el NDVI del 2 de junio.

En la Tabla 2 se muestran las matrices de confusión de la clasificación CART y TREE a nivel objeto (Parcelas_test). Para la categoría Arroz, con sólo 0,1% de la superficie total de la Zona Regable, se dispuso únicamente de 1 parcela de muestra, insuficiente para entrenar y validar el modelo en CART. A diferencia de CART, TREE sí permite clasificar categorías con poca representación de verdad terreno, pues las reglas de decisión se establecen de experiencias previas y a partir de umbrales de NDVI sacados del análisis de las curvas de evolución del NDVI de los cultivos en las fechas consideradas.

Por otro lado, CART clasifica todos lo píxeles que se introducen en el modelo y sin embargo TREE deja píxeles sin identificar si no llegan a cumplir todas las condiciones impuestas que se engloban en una categoría denominada. Esto puede ser una ventaja, ya que hay zonas, parcelas, que pueden no ser de ninguna de las categorías a clasificar. Pero también puede ser un inconveniente cuando la superficie que no se identifica es finalmente considerable, como en este caso.

***Tabla 2**. Matrices de confusión de las clasificaciones.*

	NºParcelas	VERDAD TERRENO ALF	DC	EI	EV	LEÑ	SC	TOTAL
CART	Alfalfa	82	5	0	0	4	0	91
	Doble Cosecha	2	79	0	2	0	0	83
	Ext. Invierno	1	1	62	0	0	1	65
	Ext. Verano	2	0	0	52	5	1	60
	Leñoso	4	0	1	1	68	1	75
	Sin Cultivo	0	0	0	0	3	5	8
	TOTAL	91	85	63	55	80	8	382

	NºParcelas	VERDAD TERRENO ALF	DC	EI	EV	LEÑ	SC	TOTAL
TREE	Alfalfa	65	1	0	7	3	1	77
	Doble Cosecha	1	80	0	0	0	1	82
	Ext. Invierno	0	1	61	0	1	1	64
	Ext. Verano	1	0	0	48	0	0	49
	Leñoso	1	0	0	0	61	0	62
	Sin Cultivo	0	0	0	0	6	4	10
	Sin Identificar	23	3	2	0	9	1	38
	TOTAL	91	85	63	55	80	8	382

La $\hat{F}$ = 84% para TREE y $\hat{F}$ = 91% y κ= 0,89 en CART indican que los dos modelos proporcionan una muy buena clasificación. κ no pudo ser calculado para el modelo TREE al no tener una matriz cuadrada, al incluir la categoría *Sin identificar*.

La precisión obtenida es ligeramente superior a lo reportado por Sitonkostantinou et al. (2018), Larrañaga y Álvarez-Mozos (2016), y del Toro et al. (2015), que estudiaron cultivos similares en España. En estos estudios los valores de κ estuvieron entre 0,73 y 0,89 y los de $\hat{F}$ entre 0,79 y 0,86. En cambio son similares a los que obtuvo Rodríguez-Galiano y Chicas-Riva (2012) que lograron con árboles de decisión κ de 0,86 y $\hat{F}$ de 0,85 al clasificar otras ocupaciones del suelo, más generalistas como herbáceos de regadío, herbáceos de secano, suelo desnudo, pastizal olivar, etc.

Todas las categorías, a excepción de *Sin cultivo*, se discriminan con gran exactitud por ambos clasificadores con FU y FP superiores en general al 85% y en la mayoría de los casos al 90%. CART proporciona mejores FP que TREE para 5 de las 6 categorías identificadas. Sin

embargo, la FU es en CART superior en tres categorías a la de TREE mientras que para las otras 3 es superior TREE que CART.

Alfalfa es la categoría que, con diferencia respecto a las otras, más nodos terminales precisa para su discriminación en los dos modelos aplicados. Para esta categoría, la FP obtenida con el clasificador TREE es claramente inferior a la obtenida con CART, donde el 25% de las Parcelas-test de esta categoría quedan sin identificar como tal. En cuanto a FU es, junto con *Sin cultivo*, la única categoría que no supera el 90% con el clasificador TREE confundiéndose principalmente con *Extensivos de Verano.*

Sin cultivo es la que menos nodos requiere y peores fiabilidades obtiene, entre 40 y 63%. Estas fiabilidades pueden estar influenciadas por la baja representación de esta categoría en la zona de estudio, con pocas Parcelas-training y Parcelas-test. Esta categoría se confunde con *Leñosos*, debido en gran medida a que dependiendo de la edad de los frutales el suelo tiene gran peso en la variable independiente que se utiliza en la clasificación (NDVI). Las plantaciones jóvenes son las que mayor confusión provocan. *Leñosos* es, tras la *Alfalfa,* la categoría con más Parcelas-test incluidas en *Sin identificar* (11%) en TREE.

Leñosos es la que más superficie ocupa en la zona de estudio con valores de 37,6% para CART y 23,7% para TREE, seguida de *Doble Cosecha* con valores de 16,2% y 18,8% respectivamente. Las zonas *Sin Cultivo* son las que menos representan con valores de entre 5, 7%.

4. CONCLUSIONES

- Los dos modelos comparados en este trabajo proporcionan una muy buena clasificación, si bien CART ($\hat{F}$=0,91) mejora la fiabilidad global de TREE ($\hat{F}$=0,84).
- Todas las variables elegidas, 6 fechas diferentes de valor NDVI obtenidos de imágenes Landsat 8, son importantes para los modelos, lo que entra dentro de lo esperado ya que estas fechas corresponden a una selección previa hecha de la experiencia.
- Los dos clasificadores coinciden en que la categoría *Alfalfa* es la que a través de más nodos terminales se discrimina, mostrando la complejidad de su clasificación. La categoría *Sin Cultivo* es la que con menos nodos terminales se discrimina y peores fiabilidades consigue.

La comparación de un modelo y otro en relación a su aplicación tal y como se presenta en este estudio revela que:

- El modelo CART es más sencillo de interpretar que TREE y permite identificar de forma más rápida y eficiente las variables más importantes. Además, toma las reglas de decisión de manera objetiva, no así en TREE que depende del criterio experto.
- La metodología TREE permite clasificar aquellas categorías con poca representación de verdad terreno. No necesita de verdad terreno, ya que permite diferenciar clases o categorías espectrales similares a partir de la comparación visual de las distintas firmas. A diferencia de CART, que clasifica todos los píxeles que se introducen el modelo, TREE deja píxeles sin identificar si no llega a cumplir todas las condiciones impuestas.

5. AGRADECIMIENTOS

A la Comunidad General de Regantes del Canal de Aragón y Cataluña por apoyar estos trabajos con dos contratos de colaboración con el CITA (2016 y 2016-2018).

6. BIBLIOGRAFÍA

Casterad, M.A., Portero, C., Gómez, R. 2016. Aplicación de la Teledetección por satélite en la gestión del agua en el Canal de Aragón y Cataluña en 2016. Memoria. http://hdl.handle.net/10532/3980.

Gomariz-Castillo, F., Alonso-Sarría, F., Cánovas- García, F. 2017. Improving classification accuracy of multi-temporal Landsat images by assessing the use of different algorithms, textural and ancillary information for a Mediterranean semiarid area from 2000 to 2015. Remote Sensing 9 (10), 1058.

Larrañaga, A., Álvarez-Mozos, J. 2016. On the added value of quad-pol data in a multi-temporal crop classification framework based on RADARSAT-2 Imagery." Remote Sensing 8 (4), 1–19.

Nitze, I, Schulthess, U., Asche, H. 2012. "Comparison of Machine Learning algorithms Random Forest, Artificial Neural Network and Support Vector Machine to Maximum Likelihood for supervised crop type classification. Proceedings of the 4th GEOBIA, May 7- 9, 2012 - Rio de Janeiro - Brazil. pp. 35-40.

Rodríguez-Galiano, V., Chica-Rivas, M. (2012). Clasificación de imágenes de satélite mediante software libre: nuevas tendencias en algoritmos de inteligencia artificial. XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica, Madrid, AGE-CSIC, 19-21 de septiembre de 2012, pp. 19–21.

Sitokonstantinou, V., Papoutsis, I., Kontoes, C., Lafarga, A., Armesto A. P. y Garraza, J. A. 2018. Scalable parcel-based crop identification scheme using Sentinel-2 Data Time-Series for the monitoring of the Common Agricultural Policy. Remote Sensing 10 (6), 911.

Therneau, T. M., Atkinson, B., Brian Ripley. 2018. Package 'rpart' 34.

Toro, N., Gomariz-Castillo, F., Cánovas-García, F., Alonso-Sarría, F. 2015. Comparación de métodos de clasificación de imágenes de satélite en la Cuenca Del Río Argos (Región de Murcia). Boletín de La Asociación de Geógrafos Españoles 67, 327-347.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 7-10. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Estimación del contenido de clorofila a nivel de cubierta (CCC) en cultivos: Comparativa de índices de vegetación y el producto de nivel 2A de Sentinel-2

Pasqualotto, N.[1], Delegido, J.[1], Pezzola, A.[2], Winschel, C.[2], Moreno, J.[1]
[1] Laboratorio de Procesamiento de Imágenes, Universidad de Valencia. C/ Catedrático José Beltrán, 2. 46980 Paterna, Valencia, España. M.Nieve.Pasqualotto@uv.es
[2] Laboratorio de Teledetección y SIG, Estación Experimental Agropecuaria Hilario Ascasubi, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta Nac. 3 sur km. 794 (8142) Hilario Ascasubi, Argentina.

Resumen: El objetivo de este trabajo es analizar diferentes metodologías para la estimación del contenido en clorofila a nivel de cubierta (CCC), resultado de la clorofila a nivel de hoja (LCC) y el índice de área foliar (LAI), mediante el satélite Sentinel-2. El CCC es un parámetro biofísico indicador del estado de salud de los cultivos y fundamental en la predicción de la productividad. Se pretende definir cuál es el método de estimación de CCC más óptimo para un uso operativo en el monitoreo de zonas agrícolas. Se analizan nueve índices de vegetación diferentes establecidos por la bibliografía para la estimación de CCC. Por otro lado, se validan los productos de CCC y LAI obtenidos directamente a través del programa SNAP e imágenes Sentinel-2 nivel 2A mediante una red neuronal artificial (ANN). Ambos métodos se han validado utilizando una base de datos compuesta por datos *in situ* de CCC, obtenidos en una zona agrícola en Villarino - Buenos Aires (Argentina). Como resultado se obtiene que el índice de estimación de CCC con mejores estadísticos es el NDRE2 con un ajuste lineal (R^2=0,83, RMSE=0,31 g/m^2), produciendo una subestimación próxima al 20%. Por otro lado, los productos automáticos de Sentinel-2 de LAI (R^2=0,70, RMSE=0,78 m^2/m^2) y CCC (R^2=0,75, RMSE=0,45 g/m^2) presentan buenos estadísticos, produciendo una subestimación mínima (<10%). Como principal conclusión de este estudio, es que los productos de Sentinel-2, como es el CCC, presentan un gran potencial para ser utilizados de manera automática y operativa en estudios agrícolas.

Palabras clave: cultivos, CCC, LAI, índices de vegetación, ANN, Sentinel-2.

Canopy chlorophyll content (CCC) estimation in crops: Comparison of vegetation indices and Sentinel-2 Level 2A product

Abstract: *The aim of this work is to analyze different methodologies for the estimation of canopy chlorophyll content (CCC), determined by the leaf chlorophyll content (LCC) and the leaf area index (LAI), using the Sentinel-2 satellite. CCC is a biophysical parameter indicator of crop health state and fundamental in the productivity prediction. The purpose is to define the most optimal CCC estimation method for operational use in the monitoring of agricultural areas. Nine different CCC vegetation indices established by the bibliography are analyzed. On the other hand, the CCC and LAI products obtained directly through the SNAP program and Sentinel-2 level 2A images by means of an artificial neural network (ANN) are validated. Both methods have been tested using a dataset composed of CCC in situ data, obtained in an agricultural area of Villarino - Buenos Aires (Argentina). As a result, the vegetation index with the best statistics is the NDRE2 with a linear fitting (R^2 = 0.83, RMSE = 0.31 g/m^2), producing an underestimation close to 20%. On the other hand, LAI's Sentinel2 Level 2A (R^2 = 0.70, RMSE = 0.78 m^2/m^2) and CCC's Sentinel-2 Level 2A (R^2 = 0.75, RMSE = 0.45 g/m^2) automatic products present good statistics, producing a minimal underestimation (< 10%). The main conclusion of this study is that Sentinel-2 Level 2A products, such as the CCC, have great potential to be used automatically and operationally in agricultural studies*

Keywords: *crops, CCC, LAI, vegetation indices, ANN, Sentinel-2.*

1. INTRODUCCIÓN

El conocimiento espacial de parámetros biofísicos como el contenido en clorofila a nivel de cubierta (CCC – g clorofila/m^2 suelo) es fundamental para el monitoreo de los ecosistemas agrícolas (Wang *et al.,* 2010). Monitorear el crecimiento de los cultivos durante toda la etapa de desarrollo es importante para detectar anomalías y poder paliarlas a tiempo, minimizando las pérdidas en productividad. La medida de CCC es importante por su función indicadora del estado de salud de la planta y de la productividad primaria, siendo considerada la propiedad vegetal más relevante para la estimación de la productividad (Gitelson *et al.,* 2006). El CCC generalmente se obtiene como el resultado de la clorofila a nivel de hoja (LCC g clorofila/m^2 hoja) por el índice de área foliar (LAI m^2 hoja/m^2 suelo), obtenidos mediante métodos destructivos. Este método requiere mucho tiempo y un intenso trabajo, por lo que es necesaria una metodología de estimación alternativa. En los últimos años, la teledetección ha sido ampliamente utilizada para la estimación de parámetros biofísicos, por su capacidad de adquirir información a distintas escalas espaciales y temporales. Para realizar un buen monitoreo de cultivos con teledetección, la resolución espacial debe ser al menos de 20 m y la frecuencia de revisita menor a una semana (Mulla, 2013). Aquí es cuando cobra importancia la nueva misión Sentinel-2 (S2)

de la Agencia Espacial Europea (ESA), la cual presenta una resolución espacial de hasta 10 m y una frecuencia de revisita de 5 días en el Ecuador.

Los métodos de estimación de los parámetros biofísicos de la vegetación a través de la teledetección se pueden clasificar en dos grupos (Verrelst *et al.,* 2015): (1) métodos empíricos, que relacionan el parámetro biofísico de interés con la información espectral a través de regresiones lineales (p.ej. índices de vegetación) o no lineales (p.ej. *machine learning*) y (2) métodos de base física, que se refieren a la inversión de modelos de transferencia radiativa (RTMs). Diversos autores han propuesto índices de vegetación para la estimación de CCC, principalmente utilizando la región espectral situada en el *red-edge* (690-750 nm), región entre el máximo de absorción de clorofila en el rojo y máxima reflectividad en el infrarrojo cercano (NIR) debida a la abundancia de estructura celular en la hoja (LAI). La ESA ha incorporado productos de parámetros biofísicos, como el LAI y CCC, proporcionados directamente por las imágenes de S2 a través del programa SNAP (*Sentinel Application Platform*) (Weiss and Baret, 2016). Con ello, se pueden obtener parámetros biofísicos como el LAI, CCC o el contenido en agua, con un indicador de calidad asociado. Estos parámetros son producto de una red neuronal artificial (ANN), calibrada con datos simulados generados a través de RTMs, principalmente a través del modelo SAIL (Verhoef, 1984).

El objetivo de este trabajo es validar los productos de LAI y CCC proporcionados por las imágenes de S2 a través de SNAP, así como analizar los principales índices de vegetación establecidos por la bibliografía para la estimación de CCC. Para ello se utiliza una amplia base de datos con información *in situ* de diferentes cultivos en una zona agrícola de Argentina, con el fin de definir cual es la mejor metodología para obtener el CCC a través del satélite S2.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Base de datos experimental

Los datos de campo fueron recogidos en la provincia de Buenos Aires, en las zonas de irrigación y secano del municipio de Villarino, entre los paralelos de 38° y 41° latitud sur y los meridianos 62° y 64° longitud oeste, durante los días 16, 17, 21 y 23 de noviembre de 2018. La base de datos está compuesta específicamente por 50 valores de CCC, cada uno de ellos correspondientes a un ESU (*Elementary Sample Units*) de 20×20 m. Cada valor de CCC es el resultado de la multiplicación de LAI y LCC. Los valores de LCC se obtuvieron con el instrumento SPAD-502, utilizando la Ecuación 1 como calibración (Delegido *et al.,* 2014). En cada ESU se tomaron aleatoriamente 30 valores de LCC en un área de 20×20 m y se asignó la media aritmética. Los valores de LAI se midieron con la aplicación PocketLAI (Confalonieri *et al.,* 2014) realizando 27 medidas aleatorias en el mismo área y asignado al ESU el valor promedio. Se recogieron datos de LAI y LCC de agropiro, alfalfa, avena, cebada, cebolla, patata y trigo. También se georreferenciaron 12 suelos desnudos, a los que se asignó un valor de CCC igual acero. La Tabla 1 muestra el número de ESUs medidos de cada cultivo.

$$LCC\ (\mu g\ cm^{-2}) = 0{,}021752\ SPAD^{2{,}1129} \quad (1)$$

Tabla 1. *Número de ESUs por tipo de cultivo utilizados*

Cultivo	n° ESUs	Cultivo	n° ESUs
Agropiro	9	Cebolla	9
Alfalfa	5	Patata	9
Avena	6	Trigo	8
Cebada	4	Suelo desnudo	12

2.2. Imágenes Sentinel-2 y productos de SNAP nivel 2A

Las imágenes de S2 fueron descargadas del servidor de la ESA (https://scihub.copernicus.eu/) a nivel 1C, geométricamente corregidas, y mediante Sen2cor (Louis *et al.,* 2016), integrado en el programa SNAP, se obtuvieron las imágenes de nivel 2A corregidas atmosféricamente. Las imágenes nivel 2A fueron además remuestreadas para obtener imágenes con píxeles de 10 m. En cada ESU se ha extraído el correspondiente espectro de S2, obtenido del punto central de cada ESU de la imagen más cercana a la fecha de obtención de los valores de campo. Finalmente, mediante SNAP, se obtuvieron los productos de LAI y CCC para cada ESU, escogiendo tan solo aquellos en los que el indicador de calidad era óptimo.

2.3. Análisis de los índices de CCC establecidos

Se ha realizado una revisión de los índices más comúnmente utilizados para la estimación de CCC por la bibliografía y se han seleccionado los nueve que se consideran más representativos. Se ha analizado el comportamiento de cada índice con la base de datos experimental con el objetivo de seleccionar aquél que presente mejores estadísticos.

3. RESULTADOS

3.1. Validación de los productos nivel 2A de Sentinel-2

En primer lugar, se validaron los productos de LAI y CCC extraídos de las imágenes de S2 para cada uno de los ESUs, comparándolos con los correspondientes valores *in situ*. Por un lado, la Figura 1a muestra los valores de LAI *in situ* frente al producto de LAI de S2 obtenido automáticamente a través de una red neuronal ($R^2 = 0{,}70$, $RMSE = 0{,}78\ m^2/m^2$). Por otro lado, la Figura 1b, presenta los valores de CCC *in situ* frente a aquellos obtenidos automáticamente con S2 ($R^2 = 0{,}75$, $RMSE = 0{,}45\ g/m^2$). En ambas validaciones se comprueba que los productos proporcionados por S2 se aproximan a la verdad-terreno.

3.2. Comportamiento de los índices de CCC

Tras la validación de los productos de S2, se seleccionaron nueve de los principales índices establecidos por la bibliografía (Tabla 2). Estos índices se aplicaron a la base de datos experimental, con el fin de analizar su comportamiento ante una gran diversidad de cultivos.

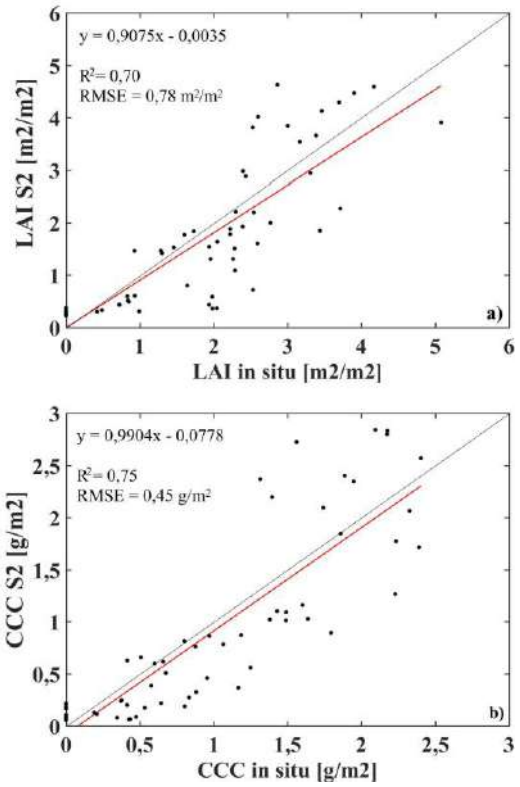


Figura 1. *a) Comparación de LAI in situ frente al producto LAI de S2, b) Valores in situ de CCC frente a CCC de S2. Con ajuste lineal (rojo) y recta 1:1 (negro).*

Tabla 2. *Índices analizados para estimar CCC.*

Referencia	Abreviación	Fórmula
(Gitelson *et al.*, 2003)	$CI_{red-edge}$	$\frac{R_{783}}{R_{705}} - 1$
(Gitelson *et al.*, 2003)	CIgreen	$\frac{R_{783}}{R_{560}} - 1$
(Daughtry *et al.*, 2000)	MCARI	$[(R_{740} - R_{705}) - 0.2(R_{740} - R_{560})](\frac{R_{740}}{R_{705}})$
(Haboudane *et al.*,2002)	TCARI	$3[(R_{740} - R_{705}) - 0.2(R_{740} - R_{560})(\frac{R_{740}}{R_{705}})]$
(Rondeaux *et al.*, 1996)	OSAVI	$(1 + 0.16)(R_{740} - R_{705})/(R_{740} + R_{705} + 0.16)$
(Dash and Curran, 2004)	MTCI	$\frac{R_{740} - R_{705}}{R_{705} - R_{665}}$
(Gitelson and Merzlyak, 1994)	NDRE1	$\frac{R_{740} - R_{705}}{R_{740} + R_{705}}$
(Barnes *et al.*, 2000)	NDRE2	$\frac{R_{783} - R_{705}}{R_{783} + R_{705}}$
(Delegido *et al.*, 2010)	NAOC	$1 - \frac{\int_{665}^{783} \rho \, d\lambda}{\rho_{max}(783 - 665)}$

Los resultados estadísticos de cada uno de los índices, con un ajuste de tipo lineal, se muestran en la Tabla 3. Atendiendo al coeficiente de determinación, R^2, el índice que mejor se ajusta con los valores *in situ* es el NDRE2 (R^2=0,83, RMSE=0,31 g/m^2), siendo el $CI_{red-edge}$ el que ocuparía la segunda posición. Ambos utilizan las bandas 783 y 705 nm, destacando el hecho de la importancia de las bandas del *red-edge* en estos estudios.

En la Figura 2 se muestra gráficamente el CCC *in situ* frente al CCC estimado con el índice NDRE2, observándose que presenta mayor correlación (R^2=0,83) que el producto de CCC de S2, pero presenta una subestimación próxima al 20%.

Tabla 3. *Estadísticos para los índices estudiados de CCC con la base de datos in situ, con ajuste lineal.*

Abreviación	Ajuste lineal	R^2	RMSE (g/m^2)
$CI_{red-edge}$	y=0,4963x + 0,1661	0,827	0,32
CIgreen	y=0,2890x + 0,0304	0,802	0,34
MCARI	y=2,2332x + 0,3348	0,754	0,38
TCARI	y=0,7444x + 0,3348	0,754	0,38
OSAVI	y=3,8135x - 0,0136	0,819	0,32
MTCI	y=0,5163x - 0,2070	0,777	0,36
NDRE1	y=3,2665x – 0,0446	0,822	0,32
NDRE2	y=3,0190x – 0,1235	0,831	0,31
NAOC	y=3,4856x – 0,4546	0,803	0,34

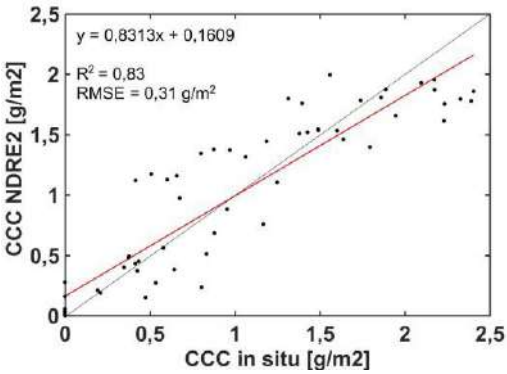


Figura 2. *Representación de CCC in situ frente al calculado con NDRE2. En rojo se presenta el ajuste lineal y en negro la recta 1:1.*

4. CONCLUSIONES

En este estudio se validan los productos de LAI y CCC proporcionados por Sentinel-2 a través del programa SNAP de la ESA. Ambos productos presentan buena correlación (R^2>0,7) con datos *in situ* de LAI y CCC de siete cultivos diferentes de una región del sur de Buenos Aires, Argentina. Por otro lado, se ha hecho una selección de nueve índices de vegetación utilizados para la estimación de CCC, y se han aplicado a la base de datos *in situ*, obteniéndose que el índice con mejores estadísticos es el NDRE2 (R^2=0,83), superando al producto de S2 en correlación, pero produciendo una subestimación del 20% con respecto a la verdad- terreno. Este estudio demuestra que los productos proporcionados por las imágenes S2 presentan gran potencial para ser utilizados de manera operativa en la estimación de los parámetros biofísicos LAI y CCC.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido gracias a la beca predoctoral de la Generalitat Valenciana Vali+d (n° expediente ACIF/2016/378) y al proyecto SENSAGRI (H2020- EO-2016-730074).

6. BIBLIOGRAFÍA

Barnes, E.M., Clarke, T.R., Richards, S.E., Colaizzi, P.D., Haberland, J., Kostrzewski, M., Waller, P., Choi, C., Riley, E., Thompson, T., Lascano, R.J., Li, H., Moran, M.S., 2000. Coincident detection of crop water stress, nitrogen status and canopy density using ground-based multispectral data, in: Proceedings of the Fifth International Conference on Precision Agriculture.

Confalonieri, R., Francone, C., Foi, M., 2014. The PocketLAI smartphone app: an alternative method for leaf area index estimation, in: International Environmental Modelling and Software Society (IEMSs). p. 6.

Dash, J., Curran, P.J., 2004. The MERIS terrestrial chlorophyll index. Int. J. Remote Sens. 2523, 5403–5413. doi:10.1080/0143116042000274015

Daughtry, C.S.T., Walthall, C.L., Kim, M.S., De Colstoun, E.B., McMurtrey, J.E., 2000. Estimating corn leaf chlorophyll concentration from leaf and canopy reflectance. Remote Sens. Environ. 74, 229–239. doi:10.1016/S0034-4257(00)00113-9

Delegido, J., Alonso, L., González, G., Moreno, J., 2010. Estimating chlorophyll content of crops from hyperspectral data using a normalized area over reflectance curve (NAOC). Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf. 12, 165–174. doi:10.1016/j.jag.2010.02.003

Delegido, J., Van Wittenberghe, S., Verrelst, J., Ortiz, V., Veroustraete, F., Valcke, R., Samson, R., Rivera, J.P., Tenjo, C., Moreno, J., 2014. Chlorophyll content mapping of urban vegetation in the city of Valencia based on the hyperspectral NAOC index. Ecol. Indic. 40, 34–42. doi:10.1016/j.ecolind.2014.01.002

Gitelson, A., Merzlyak, M.N., 1994. Spectral reflectance changes associated with autumn senescence of Aesculus hippocastanum L. and Acer platanoides L. leaves. Spectral features and relation to chlorophyll estimation. J. Plant Physiol. 143, 286–292.

Gitelson, A.A., Gritz, Y., Merzlyak, M.N., 2003. Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non- destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. J. Plant Physiol. 160, 271–282. doi:10.1078/0176-1617-00887

Gitelson, A.A., Viña, A., Verma, S.B., Rundquist, D.C., Arkebauer, T.J., Keydan, G., Leavitt, B.,

Ciganda, V., Burba, G.G., Suyker, A.E., 2006. Relationship between gross primary production and chlorophyll content in crops: Implications for the synoptic monitoring of vegetation productivity. J. Geophys. Res. Atmos. 111, 1–13. doi:10.1029/2005JD006017

Haboudane, D., Miller, J.R., Tremblay, N., Zarco- Tejada, P.J., Dextraze, L., 2002. Integrated narrow-band vegetation indices for prediction of crop chlorophyll content for application to precision agriculture. Remote Sens. Environ. 81, 416–426. doi:10.1016/S0034-4257(02)00018-4

Louis, J., Debaecker, V., Pflug, B., Main-Knorn, M., Bieniarz, J., Mueller-Wilm, U., Cadau, E., Gascon, F., 2016. Sentinel-2 SEN2COR: L2A processor for users, in: Proceedings Living Planet Symposium. pp. 1–8.

Mulla, D.J., 2013. Twenty five years of remote sensing in precision agriculture: Key advances and remaining knowledge gaps. Biosyst. Eng. 114, 358–371. doi:10.1016/j.biosystemseng.2012.08.009

Rondeaux, G., Steven, M., Baret, F., 1996. Optimization of soil-adjusted vegetation indices. Remote Sens. Environ. 55, 95–107. doi:10.1016/0034-4257(95)00186-7

Verhoef, W., 1984. Light scattering by leaf layers with application to canopy reflectance modeling: the SAIL model. Remote Sens. Environ. 16, 125–141. doi:10.1016/0034-4257(84)90057-9

Verrelst, J., Camps-Valls, G., Muñoz-Marí, J., Rivera, J.P., Veroustraete, F., Clevers, J.G.P.W., Moreno, J., 2015. Optical remote sensing and the retrieval of terrestrial vegetation bio-geophysical properties - A review. ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.108, 273–290. doi:10.1016/j.isprsjprs.2015.05.005

Wang, K., Franklin, S.E., Guo, X., Cattet, M., 2010. Remote sensing of ecology, biodiversity and conservation: A review from the perspective of remote sensing specialists. Sensors 10, 9647–9667. doi:10.3390/s101109647

Weiss, M., Baret, F., 2016. S2ToolBox Level 2 products: LAI, FAPAR, FCOVER. Sentin. ToolBox Level2 Prod.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 11-14. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Evaluación del potencial de Sentinel-2 para actualizar el SIGPAC de la Comunitat Valenciana

Campos-Taberner, M., García-Haro, F.J., Martínez, B., Sánchez-Ruiz, S., Gilabert, M.A.
University of Valencia Environmental Remote Sensing Group (UV-ERS), Universitat de València, Dr. Moliner, 50. 46100-Burjassot, España. manuel.campos@uv.es

Resumen: La *Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural de la Generalitat Valenciana* ha decidido poner en marcha el estudio del potencial de herramientas basadas en clasificación de usos del suelo mediante teledetección y de su viabilidad para actualizar el Sistema de Información Geográfica de identificación de Parcelas Agrícolas (SIGPAC). En este estudio presentamos la metodología desarrollada para la clasificación de usos SIGPAC realizada sobre una escena Sentinel-2 con el objetivo de dar soporte a la gestión de ayudas de la política agraria común (PAC) de la Unión Europea en la Comunidad Valenciana. Esta metodología se basa en un proceso de clasificación supervisada mediante series temporales de imágenes del satélite Sentinel-2 aplicando el algoritmo de clasificación *Random Forest* (RF). En concreto, se utilizaron seis imágenes Sentinel-2 completamente libres de nubes. Utilizando la mayoría de las bandas espectrales así como el índice OSAVI se clasificaron once usos SIGPAC. Los resultados obtenidos con el algoritmo RF revelaron una precisión global del 88.9 % y un índice kappa de 0.87. El análisis por clase mostró que el uso mejor clasificado fue la tierra arable (solo arroz) mientras que las confusiones más elevadas se encontraron en los usos forestal, pasto con arbolado y pasto arbustivo. Estos resultados ponen de manifiesto el potencial de las imágenes Sentinel-2 para clasificar usos del suelo de la *Comunitat Valenciana* y dar soporte a la administración pública en la gestión de ayudas de la PAC.

Palabras clave: Sentinel-2, SIGPAC, clasificación, *Random Forest*, uso del suelo.

Assessment of the Sentinel-2 potential for updating the Comunitat Valenciana SIGPAC

Abstract: *The Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural de la Generalitat Valenciana has decided to start the study of the capabilities of tools based on land use classification of satellite images and its feasibility for updating the geographic information system for the identification of agricultural parcels (SIGPAC). In this study we present the methodology overtaken over a Sentinel-2 granule to classify the main SIGPAC uses with the aim of supporting the common agricultural policy (CAP) management of the European Union in the Valencian Community. This methodology is based on a supervised classification approach using time series from the Sentinel-2 satellite applying the Random Forest (RF) classification algorithm. Most of the spectral bands of six cloud-free Sentinel-2 images and a vegetation index (OSAVI) were chosen as features into the classifier, and eleven SIGPAC classes were classified. The results obtained with the RF algorithm revealed an overall accuracy of 88.9% and a kappa index of 0.87. The per-class assessment revealed the arable land (only rice) as the most accurate classified use, whereas the highest confusions were found in the forest, pasture, and pasture with trees. These results highlight the potential of Sentinel-2 images to classify land uses in the Valencian community and support public administration in the management of CAP subsidies.*

Keywords: *Sentinel-2, SIGPAC, classification, Random Forest, land use.*

1. INTRODUCCIÓN

La gestión de las ayudas PAC (Política Agraria Común) procedentes de la Unión Europea –cuya aplicación homogénea en todo el estado español supervisa el FEGA (Fondo Español de Garantía Agraria)– requiere que las distintas administraciones autonómicas lleven a cabo un porcentaje mínimo de controles del 5% que permitan un control de las tasas de error encontradas en las solicitudes que gestionan. El Sistema de Información Geográfica de Identificación de Parcelas Agrícolas (SIGPAC) es el instrumento clave del Sistema Integrado de Gestión y Control (SIGC) de las ayudas de la PAC. La propuesta de la Comisión Europea para la futura PAC 2020 incluye la posibilidad de cambiar de paradigma, pasando de un control *in situ* de las muestras seleccionadas al seguimiento de la actividad agraria del 100% de las explotaciones utilizando imágenes de la misión Sentinel-2, disponibles a través de la Agencia Espacial Europea (ESA) mediante el programa europeo Copernicus. Es este el contexto de las iniciativas que algunas comunidades autónomas están poniendo en marcha para incorporar la información que se puede derivar mediante técnicas de teledetección en el proceso de gestión de las ayudas PAC.

La *Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural* de la *Generalitat Valenciana* (GVA) ha decidido evaluar el potencial de las imágenes Sentinel-2 para actualizar SIGPAC en el marco de trabajo de la PAC. La implementación de iniciativas como esta requiere el desarrollo de metodologías para el control y seguimiento de las parcelas agrícolas que, básicamente, se apoyan en la clasificación de las imágenes digitales. Existen gran variedad de algoritmos de clasificación a partir de imágenes de satélite. Entre los algoritmos de clasificación más usados en teledetección se encuentran

los árboles de decisión (AD), los *random forest* (RF) e incluso técnicas de aprendizaje profundo que, aunque más novedosas no siempre aseguran un mayor acierto, y además demandan de altas cantidades de datos de entrenamiento y el ajuste fino de muchos parámetros para la obtención de buenos resultados, y equipos de alto rendimiento informático (Belgiu y Drăguţ, 2016; Zhang et al., 2016). En este trabajo presentamos los resultados preliminares del estudio de viabilidad sobre las posibilidades de automatización de verificación por control de imágenes de atributos SIGPAC en la *Comunitat Valenciana*, incluyendo cultivos herbáceos y permanentes, utilizando imágenes Sentinel-2.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

El alcance territorial del estudio comprende la superficie contenida en la escena Sentinel-2 correspondiente al cuadrante T30SYJ (resaltado en rojo en la Figura 1), dentro del territorio de la Comunitat Valenciana. La escena Sentinel-2 abarca una superficie de 110×110 km^2 de la cual únicamente la correspondiente a tierra (alrededor de la mitad de la escena) será considerada en este trabajo.

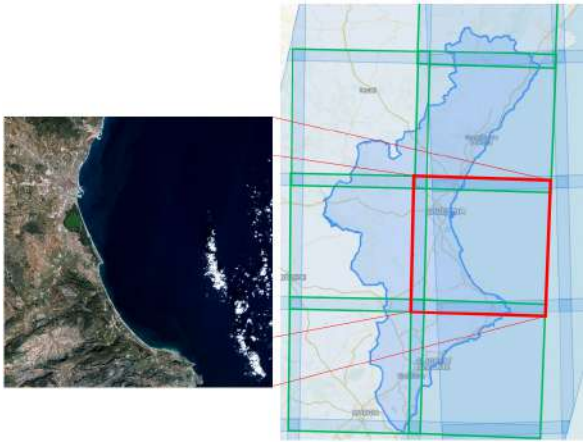


***Figura 1**. Imagen RGB del cuadrante T30SYJ (destacado en rojo) de Sentinel-2 correspondiente a la zona de estudio sobre la Comunitat Valenciana.*

2.2. Datos Sentinel-2

La misión Sentinel-2 está compuesta por dos satélites similares (Sentinel-2A y Sentinel-2B) de órbita polar, ubicados en la misma órbita, pero desfasados 180°. Gracias a ello, su periodo de revisita o resolución temporal pasa de 10 días en el Ecuador, con un solo satélite, a 5 días con los dos. Esta elevada resolución temporal resulta especialmente apropiada para estudiar la dinámica de la vegetación.

El sensor MSI (*MultiSpectral Instrument*) a bordo de los satélites Sentinel-2 permite la adquisición de imágenes multiespectrales (13 bandas en total, comprendiendo el espectro visible hasta el infrarrojo de onda corta) de alta resolución espacial (entre 10 m y 60 m, dependiendo de la banda; véase Tabla 1). Su campo de observación es de 290 km y su cobertura prácticamente global (Druscha et al., 2012).

***Tabla 1**. Bandas y su respectiva resolución espacial del Sensor MSI a bordo de los satélites Sentinel-2.*

Banda (λ en nm)	Resolución espacial (m)
B2 (490) B3 (560) B4 (665) B8 (842)	10
B5 (705) B6 (740) B7 (783) B8a (865) B11 (1610) B12 (2190)	20
B1 (443) B9 (945) B10 (1375)	60

En este trabajo se han utilizado un total de 11 imágenes Sentinel-2 (tanto Sentinel-2A como Sentinel-2B) comprendidas en el periodo mayo 2017–marzo 2018. En 2017 las imágenes de fechas anteriores (inicios de año) presentaban gran cantidad de nubes, por este motivo se desestimó su uso y se extendió el estudio hasta marzo de 2018 para tener información de fenología completa. Las once imágenes seleccionadas están completamente libres de nubes.

2.3. Datos SIGPAC

El SIGPAC permite identificar geográficamente las parcelas declaradas por los agricultores y ganaderos en cualquier régimen de ayudas relacionado con la superficie cultivada o aprovechada por el ganado (http://sigpac.mapama.gob.es/). Fue desarrollado con el propósito de facilitar a los agricultores la presentación de solicitudes de declaraciones para el cobro de ayudas de la PAC, con soporte gráfico, así como para facilitar los controles administrativos y sobre el terreno (http://www.fega.es/).

El sistema consta de un mosaico de ortofotos digitales que abarcan todo el territorio nacional sobre las que, inicialmente, se superponen los planos parcelarios de catastro de rústica de forma que, para cada referencia concreta, el sistema proporciona automáticamente la imagen en pantalla de la parcela referenciada. En el interior de cada parcela se identifican uno o más recintos, que representan una superficie continua en el terreno con un uso SIGPAC único. Por tanto, siempre se considera la parcela como límite de estudio de la distribución de usos en los recintos estudiados, teniendo en cuenta que cada recinto tiene un único uso SIGPAC.

***Tabla 2**. Usos SIGPAC sobre el área de estudio.*

Código	Descripción
AG	Corrientes y superficies de agua
CI	Cítricos
FO	Forestal
FS	Frutos secos
FY	Frutales
OV	Olivar
PA	Pasto con arbolado
PR	Pasto arbustivo
PS	Pastizal
TA	Tierras arables (solo arroz)
VI	Viñedo

En la Tabla 2 se muestran los usos SIGPAC que aparecen en la zona de estudio. Solo se han considerado 11 usos en total de los 30 del SIGPAC. El resto no se han incluido en este estudio por su bajo interés, baja representatividad en el área de estudio, o por la dificultad de ser diferenciados espectralmente.

2.4. Clasificador *Random Forest*

Los AD se basan en particiones binarias recursivas que cumplen con un conjunto de reglas optimizadas para el problema de clasificación en cuestión (Breiman, 1984). Son una buena opción para clasificar usos del uso en áreas extensas principalmente por su fácil y rápida implementación e interpretación, así como por su capacidad de tratar con relaciones no lineales (Friedl et al., 2002). Los AD pueden verse afectados por efectos de "sobreajuste", que se pueden soslayar mediante la implementación de un "bosque" compuesto por muchos AD. En este proceso cada AD se entrena con un subconjunto de los datos de entrenamiento que se elige de manera aleatoria. Debido a esta manera aleatoria de elegir los subconjuntos de entrenamiento en cada AD, el algoritmo también es conocido como "*Random Forest*" (RF). Así pues, cada AD se evalúa de forma independiente y proporciona una clase (en nuestro caso un uso SIGPAC) para cada píxel. La asignación final de la clase para cada píxel viene dada por la clase más frecuente obtenida a partir de todos los AD. En este trabajo hemos utilizado para clasificar los usos del suelo el algoritmo RF con 1000 árboles de decisión.

2.5. Metodología

Preprocesado

La primera fase del procedimiento consistió en la recopilación y preparación de los datos espectrales proporcionados por los Sentinel-2. Este preprocesado de imágenes consistió en la búsqueda y descarga de las imágenes libres de nubes, así como en la realización de la corrección de los efectos atmosféricos mediante la herramienta "Sen2cor", proporcionada por la ESA para obtener la reflectividad en todas las bandas a nivel de superficie. Una vez realizada la corrección atmosférica, se dispone de 12 bandas (la banda B10 se utiliza en este proceso y no proporciona información a nivel de superficie). Finalmente, las bandas de 20 m y 60 m se remuestrean a 10 m.

Selección de muestras y características

La selección de muestras para entrenar el algoritmo de clasificación se realizó mediante información basada en visitas de campo y fotointerpretación sobre la ortofoto de 2017 de la *Comunitat Valenciana* proporcionada por el *Institut Cartogràfic Valencià*. Se eligieron zonas puras y finalmente se seleccionaron 80 000 píxeles para cada una de las once clases.

El siguiente paso en el proceso de clasificación fue la selección de características (espectrales y temporales). El objetivo de este proceso es identificar aquellas características –en nuestro caso bandas espectrales, índices de vegetación y fechas de las imágenes– que permitan clasificar la zona de una manera óptima, es decir, con la mayor precisión global. Para ello, a cada uno de los 80 000 píxeles etiquetados con su uso SIGPAC se le asocian los datos de reflectividad de todas las imágenes disponibles (de 11 fechas). Así pues, se obtuvo un conjunto de datos compuesto por: 80 000 píxeles×11 clases×12 bandas×11 fechas. En el proceso de selección de características se consideraron, además de las bandas espectrales, los índices de vegetación NDVI, OSAVI y MCARI.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Selección de características

Para elegir el mejor conjunto de características se seleccionaron el 75% de las muestras disponibles como muestras de entrenamiento y se ejecutó el clasificador RF tantas veces como posibles combinaciones de características. Se obtuvo que el mejor conjunto de características fue el formado por 6 fechas (en 2017: 6 de mayo, 15 de junio, 10 de octubre y 17 de diciembre, y en 2018: 21 de enero y 3 de marzo) utilizando 11 de las 12 bandas espectrales en cada fecha (queda relegada la B9) más el índice OSAVI calculado en todas las fechas disponibles. Esto supone un conjunto de datos compuesto por 80 000 píxeles×11 clases×11 bandas×6 fechas+OSAVI en 11 fechas, lo cual reduce nuestro conjunto inicial de características. Es conocido que el hecho de aumentar el número de características utilizadas en un clasificador, es decir, la dimensionalidad, no necesariamente produce mejores resultados de clasificación (Bellman, 1961). De hecho, este es el comportamiento que se observa en nuestro estudio.

3.2. Precisión del clasificador y mapa

La precisión del clasificador se obtuvo al ejecutar el clasificador RF con el mejor conjunto de características sobre el 25% de muestras restantes, que no se usaron en el entrenamiento (conjunto de validación). Se calculó la precisión global (PG), que nos da el porcentaje total de aciertos en la clasificación, y el índice *kappa k*, que representa la proporción de acuerdo obtenida en la clasificación una vez eliminado el efecto de acertar por azar. Los valores de los indicadores de la precisión, PG = 88,9% y k = 0,87, ponen de manifiesto que la precisión global es buena. Para realizar un análisis sobre el acierto en cada clase o uso SIGPAC, se construyó la matriz de confusión cuya diagonal muestra el porcentaje de píxeles clasificados que coincide con la clase del conjunto de validación (Tabla 3). Finalmente se ejecutó el clasificador RF sobre toda la escena Sentinel-2 para obtener un mapa de usos SIGPAC (Figura 2).

***Tabla 3**. Matriz de confusión obtenida sobre el conjunto de validación del RF.*

		Conjunto de validación (%)										
		PR	FS	FY	PS	TA	FO	VI	AG	PA	OV	CI
Clasificado	PR	73,05	0,59	0,88	0,19	0,00	4,87	0,03	0,02	10,35	2,03	0,20
	FS	1,15	87,05	0,69	0,20	0,00	0,28	0,28	0,00	0,74	3,57	0,49
	FY	4,01	4,23	93,27	1,08	0,01	1,73	1,26	0,00	3,07	3,52	0,88
	PS	0,18	0,51	0,10	95,88	0,00	0,11	0,06	0,00	0,10	0,33	0,17
	TA	0,00	0,03	0,01	0,10	99,94	0,00	0,00	0,04	0,02	0,05	0,01
	FO	9,03	0,23	0,75	0,23	0,01	79.62	0.01	0.02	9.93	0.92	0.27
	VI	0.01	0.63	0.43	0.17	0.00	0.00	97.55	0.00	0.03	1.04	0.12
	AG	0.80	0.30	0.24	0.69	0.03	0.30	0.27	99.90	0.41	0.49	0.02
	PA	7.75	0.95	1.34	0.32	0.00	10.66	0.00	0.00	71.47	1.24	0.27
	OV	3.96	5.05	2.02	1.02	0.00	2.37	0.43	0.00	3.72	86.01	1.16
	CI	0.05	0.45	0.27	0.14	0.00	0.05	0.11	0.00	0.14	0.79	96.42

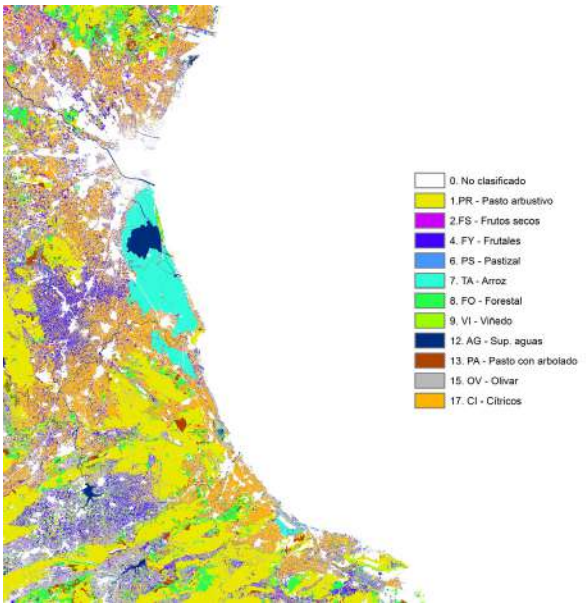


***Figura 2**. Mapa de clasificación de usos SIGPAC sobre el cuadrante T30SYJ de Sentinel-2.*

El mejor resultado se obtuvo para el caso de la tierra arable sobre arrozales (>99% de PG) ya que, junto con las superficies de agua, es la clase cuyas características son más fácilmente identificables desde Senintel-2. Por otro lado, los peores aciertos se encontraron sobre las clases forestal (FO), pasto arbustivo (PR) y pasto con arbolado (PA) con aciertos que oscilan en el rango del 70% al 80%. Estos porcentajes sobre estos usos del suelo son esperables debido a la similitud espectral entre las tres clases mencionadas.

Los resultados obtenidos en este trabajo sobre de las capacidades de Sentinel-2 para clasificar usos SIGPAC, son esperanzadores. Las limitaciones de Sentinel-2 para diferenciar clases espectralmente similares como los usos forestales y arbolados se estudiarán más a fondo en futuros trabajos, contemplando la posibilidad de fusión de datos obtenidos con Sentinel-1.

4. AGRADECIMIENTOS

Trabajo financiado por los proyectos "Desarrollo de una metodología compartida orientada a la monitorización de las superficies de las explotaciones agrarias de la Comunitat Valenciana" (GVA, no. CNME18/71450/1), ESCENARIOS (CGL2012–35831) y LSA SAF (EUMETSAT). Agradecemos al *Institut Cartogràfic Valencià* i a la *Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural* de la GVA la cesión de ortofotos y de datos *in situ*.

5. BIBLIOGRAFÍA

Druscha, M., Del Bello, U., Carlier, S., Colin, O., Fernandez, V., Gascon, F., Hoersch, B. Isola, C., Laberinti, P., Martimort, P., Meygret, A., Spoto, F., Sy, O., Marchese, F., Bargellini, P. (2012). Sentinel-2: ESA's Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services. Remote Sensing of Environment, 120, 25–36.

Belgiu, M. y Drăguţ, L. 2016. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 114, 24–31.

Bellman, R. E. 1961. Adaptive control processes: a guided tour. Princeton university press, Princeton, New Jersey.

Breiman, L. 1984. Classification and Regression Trees. Routledge, New York.

Friedl, M. A., McIver, D. K., Hodges, J. C., Zhang, X. Y., Muchoney, D., Strahler, A. H., Baccini, A. (2002). Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. Remote Sensing of Environment, 83, 287–302.

Zhang, L., Zhang, L. y Du, B. (2016). Deep learning for remote sensing data: A technical tutorial on the state of the art. IEEE Geoscience and Remote Sensing Magazine, 4(2), 22–40.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 15-18. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Seguimiento y evaluación de la capacidad de discriminación de cultivos herbáceos en regadío a partir de imágenes de satélite en el periodo 2016-2018

Paredes-Gómez, V., Del Blanco-Medina, V., Gutiérrez-García, A. y Nafría-García, D.A.
Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACYL), Subdirección de Infraestructuras Agrarias, Unidad de Información Geográfica e Innovación, Finca Zamadueñas, Ctra. Burgos Km. 119, 47071, Valladolid, España.
pargomva@itacyl.es.

Resumen: El conocimiento de la superficie verdaderamente regada en cada campaña es un dato de gran interés para la planificación de regadíos, la estadística de rendimientos de los cultivos y la gestión del agua. El objetivo de este estudio es evaluar la capacidad de discriminar los cultivos herbáceos en regadío presentes en la comunidad de Castilla y León, mediante el Mapa de Cultivos y Superficies Naturales de Castilla y León (MCSNCyL), en los años 2016, 2017 y 2018, con condiciones agroclimáticas diferentes, siendo el 2016 un año ligeramente húmedo, el 2017 muy seco y el 2018 extraordinariamente húmedo. El método de clasificación es un algoritmo de aprendizaje automático basado fundamentalmente en imágenes de satélite y datos de entrenamiento procedentes de bases de datos de la Administración regional. El método es capaz de discriminar los principales cultivos herbáceos de secano y de regadío de Castilla y León, incluyendo los cultivos de invierno como el trigo de secano y de regadío. Fruto de este estudio se realiza una estimación de la superficie verdaderamente regada para cada uno de los tres años de estudio de este trabajo.

Palabras clave: Teledetección, Sentinel-2, mapa de cultivos, aprendizaje automático, regadío, área regada.

Monitoring and assessment of the ability to discriminate herbaceous actually irrigated crops from satellite images in the period 2016-2018

Abstract: *The aim of this study is to assess the availability to distinguish irrigated arable crops in the Spanish region of Castile and León, by means of the Castile and Leon crops and natural land map (MCSNCyL), in three years with completely different meteorological pattern, considering 2016 as a mildly humid year, 2017 as a dry year and 2018 has been characterized as very humid. The land cover classification map is performed using a machine-learning algorithm based mainly on Sentinel-2 images and other ancillary data. The algorithm has been trained with data retrieved from Integrated Administration and Control System and some other land use databases available in Spain. The resulting map proves to be able to distinguish between the main rainfed crops and irrigated crops in our region. It reaches a good overall accuracy and the stability of the results makes it more feasible. Furthermore, it allow us to estimate an approximate area covering the main irrigated crops, which is not usually easily available. This latter might be an absolutely key point for policy decision makers concerning water resources management or sustainable agriculture.*

Keywords: *Remote sensing, Sentinel-2, crop classification, machine learning, irrigated crops, irrigated area.*

1. INTRODUCCIÓN

El Mapa de Cultivos y Superficies Naturales de Castilla y León (MCSNCyL, http://mcsncyl.itacyl.es/) es un proyecto que realiza un cartografiado anual de cultivos presentes en Castilla y León mediante técnicas de aprendizaje por computador basadas en series temporales de imágenes de satélite (Del Blanco, 2015). Este mapa de cultivos incluye entre sus clases la discriminación del tipo de explotación en secano o en regadío para aquellos cultivos que pueden ser explotados en ambos sistemas. El MCSNCYL (ver Figura 1) ha sido además propuesto como mapa de cultivos avanzado dentro de los 4 servicios propuestos como prueba de concepto en el proyecto europeo SENSAGRI (*Sentinels Synergy for Agriculture*) elaborado dentro del marco del programa EO Work programme "EO-3-2016: Evolution of Copernicus Services".

La importancia de la implantación de esta metodología radica en la limitación que existe actualmente de conocer la superficie real de cultivos en régimen de regadío, así como su variación anual, en particular, en lo que respecta a los cultivos herbáceos. Más aún cuando la información sobre el sistema de explotación de las bases de referencia, tanto de la PAC como de las confederaciones hidrográficas no se actualiza de una manera sistemática y en muchos casos esta característica simplemente se hereda de un año al siguiente independientemente del régimen de explotación que tenga el cultivo presente. Por este motivo, el estudio aquí expuesto proporciona una información de gran interés para la planificación y modernización de regadíos, la estadística de rendimientos de los cultivos y la gestión del agua. La estimación e identificación de cultivos de regadío lleva siendo objeto de muchos trabajos de investigación (Ambika, 2016) precisamente por la importancia que conlleva tener el mayor conocimiento posible del uso del agua en un mundo cada vez más escaso de ella. Por lo tanto, el fin último que se desea conseguir es llegar a tener un mejor conocimiento del uso del agua para la agricultura en nuestra región y poder alcanzar así con los objetivos propuestos por las directrices europeas para una agricultura y eficiencia de los recursos hídricos más sostenibles.

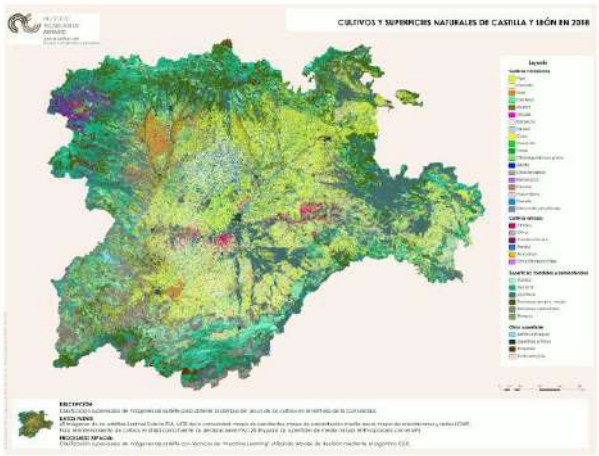


Figura 1. *Mapa de cultivos y superficies naturales de Castilla y León en 2018.*

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Algoritmo de clasificación

El método de clasificación usado es de tipo supervisada y está basado en el aprendizaje automático con árboles de decisión. A partir del algoritmo inductivo See5 (Quinlan, 1992) obtenemos un modelo de predicción que sirve de herramienta para decidir qué tipo de cubierta hay basándose en las reflectancias de las imágenes de satélite y de los datos auxiliares relacionados con el tipo de cubierta y que establecemos como datos de entrada o variables independientes. De esta manera, cada píxel de la imagen es clasificado en función de su respuesta espectral de diferentes bandas y fechas de las imágenes del satélite con una aceptable cobertura nubosa.

2.2. Datos de entrada e imágenes de satélite

Como núcleo de los datos de entrada se han usado imágenes de satélite de moderada resolución. En 2016 se usaron imágenes de Deimos-1, LandSat 8 y Sentinel-2A, con distintas resoluciones espaciales (22 m, 30 m y 10 m de resolución espacial respectivamente) obteniendo un mapa final de 20 m. Sin embargo, en el 2017 y 2018 se usaron únicamente imágenes del par de satélites Sentinel-2 (S2A y S2B) de la ESA, lo que permitió mejorar considerablemente la resolución del mapa de clasificación a 10 m. Además, es recomendable disponer de más datos auxiliares para ayudar al algoritmo de clasificación o determinar la clase satisfactoriamente. Los datos complementarios que se han usado son: Información del uso de suelo proveniente de SIGPAC para cada año, modelo digital de elevaciones y sus derivados de pendientes y orientación, un mapa de precipitación media (1981-2010) y datos de altura de la vegetación y de fracción de cabida cubierta provenientes de LIDAR. Todos estos datos son las variables explicativas del modelo predictivo.

Como datos de referencia para el entrenamiento del algoritmo se emplean casos conocidos procedentes de la declaración única de los beneficiarios de ayudas de la Política Agraria Comunitaria, ya que en términos generales se consideran una fuente de datos fidedigna por su alto porcentaje de cumplimiento. Además, se emplean otras bases de datos de cobertura del suelo disponibles en la región.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Capacidad de discriminación de cultivos de invierno en secano y regadío

Para evaluar la calidad de la identificación de cubiertas, se elige otro conjunto de casos procedentes de las mismas fuentes que el entrenamiento, denominado conjunto de validación. Este conjunto es independiente al del proceso de aprendizaje.

La precisión del método de clasificación presentado en este estudio fue evaluada por métricas clásicas como son la precisión global, errores de comisión y omisión y el índice kappa (Caetano, 2009). La exactitud total y el coeficiente Kappa obtenidos para los mapas clasificados de los tres años de estudio fueron: 84,0% y 0,80, en el año 2016, 79,5% y 0,75, en 2017 y 83,7% y 0,81 en 2018, respectivamente (ver Tabla 1). Éstas precisiones globales se refieren a todas las clases incluidas en el mapa (más de un centenar), que incluyen además de cultivos, superficies forestales y zonas semi-naturales desarboladas (Gómez *et al*. 2018). En la tabla 1 se muestran las métricas de precisión y el porcentaje de la superficie obtenida en el mapa, de las principales clases de cultivo, tanto de secano como de regadío, para los tres años considerados en este trabajo. El índice F-Score es una media armónica de los errores de comisión y omisión.

Las medidas de exactitud de los años 2016 y 2018 son significativamente superiores a las del 2017, lo que puede deberse a diversos factores. En 2016 y 2018 hay una mayor cantidad de imágenes disponibles respecto al 2017, tal y como se explica en la sección 2.2., que mejoran el seguimiento de la evolución temporal de los cultivos y por lo tanto facilitan su identificación. Además, en el 2017, la disponibilidad de imágenes también fue inferior al 2018 porque las imágenes del satélite S2B no estuvieron disponibles hasta julio. Por otro lado, en cultivos de secano, aproximadamente el 83% de la tierra cultivada de Castilla y León, se observan precisiones más altas para estos dos años. Sin embargo, en cultivos de regadío las diferencias no siguen esa tendencia. De hecho, las medidas individuales de algunos cultivos de especial relevancia en la región, como el maíz, girasol, patatas y remolacha en regadío mejoran considerablemente en el año 2017, mostrando un mayor poder de discriminación de cultivos en regadío (ver Tabla 1). Esto lo podemos atribuir a las diferentes condiciones meteorológicas que presentaron los tres años de estudio, considerando 2016 y 2018 como un año húmedo y ligeramente húmedo, respectivamente, mientras que 2017 fue catalogado como un año muy seco, sufriendo una sequía que provocó algunos recortes de agua de riego en periodos clave del crecimiento de los cultivos. Por lo tanto, la capacidad de discriminación de cultivos en regadío mediante la metodología propuesta parece mejorar en años de sequía. Este resultado es el esperado ya que en condiciones de sequía la comparación entre el estado de la vegetación de un cultivo en regadío y uno en secano se muestran más significativas.

Es importante tener en cuenta que los cultivos de verano en régimen de regadío tienen una más fácil identificación por las condiciones agroclimáticas presentes en nuestra región, dado que cultivos como el maíz, la

remolacha y la patata, entre los más representativos, sólo se cultivan bajo regadío en dicha época del año. Sin embargo, discriminar los cultivos de invierno que se presentan tanto en secano como en regadío constituye el verdadero desafío, ya que la diferencia de respuesta espectral entre ambos regímenes en invierno no es tan acusada como en la época estival, cuando las condiciones de estrés hídrico hacen que las plantas en cultivos de secano reaccionen e inhiban su actividad fotosintética para no perder agua. Por lo tanto, desde el enfoque de la teledetección solventar esta situación es realmente complicado. Sin embargo, esta metodología ha resultado eficaz para este fin, tal y como puede verse en la Figura 2, en la que se muestra la discriminación del régimen de regadío en uno de los cultivos de invierno más representativos de la comunidad de Castilla y León, el trigo, con aproximadamente el 11% del área total de la región (ver Tabla 1). Las métricas de precisión obtenidas para el cultivo de trigo, son similares a las encontradas en la literatura (Conrad, 2010), alcanzando un índice de kappa del 0,82.

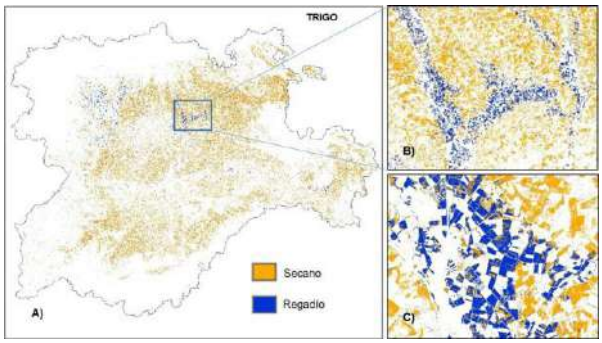


Figura 2. *A) Parcelas de trigo de secano (naranja) y trigo de regadío (cyan) en el mapa clasificado de 2017; B y C) Detalle de las parcelas de trigo.*

La discriminación entre regadío y secano que ofrece este mapa, es de especial relevancia en el contexto de la PAC, ya que interesa no sólo la identificación de cultivos sino también la verificación del cumplimiento de algún tipo de condicionalidad, ya que hay ayudas asociadas a determinados cultivos que son sólo concedidas en un determinado sistema de explotación, ya sea secano o regadío. Tal es el caso, de las ayudas asociadas a cultivos proteicos, en concreto para la alfalfa, cuyo requisito específico es que sea de secano.

Cabe destacar que hasta el momento solo se ha empleado esta técnica para la discriminación de ciertos cultivos herbáceos en regadío. Los prados y los cultivos leñosos, entre los cuales solo el viñedo es significativo en Castilla y León, no han sido evaluados por diversas razones. El viñedo en Castilla y León está orientado exclusivamente a la producción bajo figuras de calidad que imponen restricciones a la producción. En estas condiciones el riego es utilizado de forma deficitaria con el objeto de asegurar la calidad de la uva y por tanto las diferencias existentes entre el secano y el regadío son menores. Además, en el cultivo de viñedo la ratio suelo/planta es elevado y por lo tanto es más complicado detectar cambios del estado hídrico del cultivo por teledetección.

Tabla 1. *Medidas de superficie y precisión de los principales cultivos de secano y de regadío de los mapas de clasificación 2016, 2017 y 2018.*

			2016		2017		2018	
	Cultivo	nº	Area mapa (%)	F-Score	Area mapa (%)	F-Score	Area mapa (%)	F-Score
Cultivos de Secano	Trigo	1	11,95	87,12	10,56	77,11	10,47	84,78
	Cebada	5	9,82	89,17	9,56	77,53	9,16	85,52
	Centeno	6	0,71	53,54	0,72	44,78	1,17	61,57
	Avena	8	0,72	47,89	1,64	47,45	2,10	61,15
	Triticale	13	0,48	38,22	0,08	18,48	0,16	34,74
	Barbecho	21	1,92	82,17	4,97	89,17	4,50	93,57
	Girasol	33	3,87	92,32	2,83	89,92	3,42	92,67
	Colza	35	0,47	85,74	0,28	65,07	0,18	60,94
	Guisantes	40	0,38	80,46	0,52	64,73	0,47	70,77
	Habas	41	0,10	48,33	0,06	43,28	0,01	56,54
	Altramuces	43	0,62	1,10	0,13	30,61	0,08	45,82
	Garbanzos	50	0,19	54,06	0,09	61,12	0,08	71,57
	Lentejas	51	0,10	74,67	0,12	67,03	0,10	83,95
	F.Veza	52	1,11	77,99	1,53	61,48	1,53	75,52
	Yeros	53	0,14	63,14	0,11	48,64	0,08	52,92
	Alubias	54	0,13	78,07	0,16	84,18	0,11	88,85
	Alfalfa	60	0,74	82,30	0,92	75,30	1,01	85,05
	Forrajeras	61	0,63	38,36	0,19	34,15	0,13	40,54
	Esparceta	67	0,44	55,48	0,26	49,51	0,11	56,78
	Festuca	68	0,04	21,89	0,04	27,32	0,02	51,25
	Raygrass	69	1,15	54,16	0,54	44,80	0,42	53,34
	Titarros	240	0,26	52,73	0,11	48,98	0,06	59,33
	Superficie Total (ha)		3.323.979		3.280.996		3.335.509	
Cultivos de Regadío	Maiz	4	1,29	96,81	1,06	97,26	1,12	98,18
	Sorgo	7	0,05	2,51	0,02	45,43	0,02	60,38
	Remolcha	82	0,27	94,90	0,28	93,94	0,20	92,32
	Patatas	94	0,26	84,98	0,20	88,14	0,14	86,73
	Adormidera	102	0,06	65,94	0,03	68,73	0,01	63,41
	Fresas	119	0,03	81,51	0,03	85,64	0,03	87,25
	Calabaza	155	0,02	0,40	0,01	64,44	0,01	80,18
	Ajo	159	0,09	46,61	0,06	50,43	0,05	57,79
	Cebolla	160	0,04	47,24	0,05	56,80	0,03	75,65
	Zanahoria	161	0,05	75,44	0,05	71,98	0,17	75,65
	Puerro	169	0,04	40,59	0,03	65,75	0,02	66,43
	Huerta	193	0,07	28,52	0,06	40,53	0,05	44,81
	Trigo Regadio	70	0,38	62,71	0,63	70,09	0,66	77,84
	Cebada Regadio	71	0,16	52,75	0,12	35,93	0,14	49,67
	Alfalfa Regadio	72	0,44	77,52	0,27	76,73	0,38	84,92
	Girasol Regadio	73	0,23	71,80	0,19	73,43	0,11	63,19
	Centeno Regadio	75	0,08	25,52	0,10	32,56	0,06	61,51
	Avena Regadio	76	0,17	50,86	0,11	50,27	0,10	62,65
	Triticale Regadio	77	0,05	18,52	0,07	36,04	0,03	66,52
	Superficie Total (ha)		353.498		312.563		314.120	
	Precisión global			84,0%		79,5%		83,7%
	Índice Kappa			0,80		0,75		0,81

3.2. Estimación de la superficie de cultivos herbáceos realmente regados en la región

Conocer la superficie total de cultivos verdaderamente regados en cada campaña es una asignatura pendiente. Las estadísticas agrarias oficiales se nutren de las declaraciones de la PAC en las que los agricultores tienen la posibilidad de declarar cada año sus parcelas en regadío. Esta declaración obedece de forma mayoritaria a las características propias asignadas a la parcela en el SIGPAC, independientemente de que efectivamente se riegue a lo largo de la campaña. Por lo tanto, la superficie estimada mediante estadísticas derivadas de las declaraciones de la PAC debe tener la consideración de regable. Sin embargo, la superficie que obtenemos mediante teledetección refiere a un regadío "efectivo" (superficie regada), donde las imágenes de satélites detectan de forma objetiva los píxeles que se comportan como regados.

En dicho contexto, un valor añadido de este mapa, es que podemos obtener una estimación de la superficie total que hay en nuestra región dedicada a regadío. Así, la superficie mínima de regadío obtenida para 2016 ha sido

de 353.498 ha. A modo de ejemplo observamos que esta superficie de regadío "efectiva" obtenida es menor que la declarada en la PAC considerando las mismas clases (399.686 ha). En 2017 se detectaron 312.563 ha y en 2018 fueron 314.120 ha (ver Tabla 1). Teniendo en cuenta que el 2017 transcurrió como el año más seco y antes de terminar el ciclo de algunos de los cultivos de verano como el maíz y la remolacha, hubo restricciones de agua para el riego por parte de las confederaciones hidrográficas, parece razonable que la superficie detectada como regadío haya disminuido. Esto en sí mismo no disminuye la superficie de cultivos en regadío, pero sí que dificulta la detección de los mismos por teledetección en determinadas fechas claves para su detección. Además, no sorprende que no haya aumentado la superficie en regadío detectada en 2018, ya que este año fue considerado un año húmedo y la necesidad de regar no fue tan acuciante como los dos años anteriores.

4. CONCLUSIONES

Las medidas de precisión obtenidas demuestran que los mapas de cobertura del suelo presentados en este trabajo son una herramienta muy útil que ayudará a las administraciones en la toma de decisiones sobre gestión del agua y la planificación de las infraestructuras de riego.

La metodología presentada demuestra ser eficaz para detectar los principales cultivos herbáceos en regadío de nuestra región. Sin embargo, se han observado algunas limitaciones identificando cultivos minoritarios en riego así como al inferir la superficie total de riego con un simple conteo de píxeles, en lugar de aplicar otros métodos, como un ajuste del área por regresión, (Gallego, 2004). Además, hay que considerar que el gran detalle temático que se ha empleado en la clasificación de estos 3 años (más de 100 clases categorizadas) hace que la precisión global alcanzada no sea en ninguno de los tres años la deseable. Por lo tanto, un ejercicio futuro es agrupar las clases para alcanzar al menos una precisión global del 85%, establecida como óptima, y un incremento en las métricas individuales de cada clase.

La determinación de la superficie verdaderamente regada sigue siendo un tema de complicada resolución debido a la gran diversidad de situaciones y a la diferente concepción del problema según su enfoque, que en muchos casos no está claramente diferenciada de la superficie regable. En cualquier caso, estas metodologías son una interesante herramienta para la monitorización de las zonas regables en lo referente a la intensidad de cultivo y uso del agua con escala de detalle, así como para la identificación de aquellas parcelas que se riegan careciendo de derecho de uso del agua y aquellas que, aun teniendo derecho de uso, no hacen uso del recurso.

5. AGRADECIMIENTOS

El desarrollo de este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto "SENSAGRI" que ha recibido financiación del Programa de Innovación e Investigación Horizon 2020 de la Unión Europea (Contrato acuerdo se subvención nº 730074). Nuestro agradecimiento también a José L. Bengoa de la Consejería de Fomento y Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León, por proporcionarnos los datos de medio natural usados en la clasificación a nivel regional.

6. BIBLIOGRAFÍA

Ambika, A. K., Wardlow, B., & Mishra, V. 2016. Remotely sensed high resolution irrigated area mapping in India for 2000 to 2015. Scientific data, 3, 160118.

Conrad, C., Fritsch, S., Zeidler, J., Rücker, G., & Dech, S. 2010. Per-field irrigated crop classification in arid Central Asia using SPOT and ASTER data. Remote Sensing, 2(4), 1035-1056.

Caetano, M., A. Araújo, A. Nunes, V. Nunes and M. Pereira, "Accuracy assessment of the CORINE Land Cover 2006 map of Continental Portugal". Technical Report, Instituto Geográfico Português, 2009.

Del Blanco Medina, V. & Nafría García,D.A. 2015. Mapa de cultivos y superficies naturales de Castilla y León. XVI Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Teledetección: Humedales y Espacios Protegidos. pp. 32-35.

Gallego, F.J. 2004. Remote sensing and land cover area estimation, International Journal of Remote Sensing, 25:15, 3019-3047

Gómez, V.P., Medina, V.D.B., Bengoa, J.L., & García, D.A.N., 2018. Accuracy Assessment of a 122 Classes Land Cover Map Based on Sentinel-2, Landsat 8 and Deimos-1 Images and Ancillary Data. In International Geoscience and Remote Sensing Symposium, IEEE. pp. 5453-5456.

Quinlan, J.R. 1992. C4.5: programs for machine learning, San Mateo, CA: Morgan Kaufmann.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 19-22. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Evapotranspiración del cultivo de arroz (*Oryza sativa*) estimada a partir de imágenes multiespectrales obtenidas de un vehículo aéreo no tripulado (VANT)

Ramos-Fernández, L.[(1)], Quille-Mamani, J.[(1)], Ontiveros-Capurata, R.[(2)]
[(1)] Departamento de Recursos Hídricos, UNALM, Perú. liarf@lamolina.edu.pe
[(2)] Investigador del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), México.

Resumen: La implementación de técnicas de medición remotas como el uso de cámaras (multi espectral y térmica) para la estimación de la evapotranspiración del cultivo de arroz variedad IR-71706, en la costa del Perú, han sido discutidos en el presente estudio. Se llevo a cabo el experimento para estimar la evapotranspiración del cultivo, para cada tensión de humedad del suelo mediante el modelo SEBAL adaptada a METRIC, usando imágenes multiespectrales obtenidas de un VANT. Dicho experimento consistió en tres tratamientos de estrés hídrico que se corresponden a –10, –15 y –20 KPa (T1, T2 y T3) de tensión de humedad del suelo y un testigo (T0) a humedad saturada. Se realizaron 18 vuelos a las 2:00 pm en todas las etapas fenológicas. Según la prueba ANOVA con $p \leq 0{,}05$, hubo diferencias significativas entre tratamientos, y una alta correlación entre los datos observados y simulados de ETc, con R de Pearson de 0,96 con $p < 0{,}05$.

Palabras clave: evapotranspiración del arroz, SEBAL, METRIC.

*Evapotranspiration of the rice crop (*Oryza sativa*) estimated from multispectral images obtained from an unmanned aerial vehicle (UAV)*

Abstract: *The implementation of remote measurement techniques such as the use of cameras (multi spectral and thermal) for the estimation of the evapotranspiration of rice cultivar variety IR-71706, on the coast of Peru, these have been discussed in the present study. The experiment was performed to estimate the crop evapotranspiration, for each soil moisture tension with the SEBAL model adapted to METRIC, using multispectral images obtained from a UAV. This experiment consisted in three water stress treatments that correspond to –10, –15 and –20 KPa (T1, T2 and T3) of soil moisture tension and a control (T0) at saturated humidity. 18 flights were carried out at 2:00 pm in all the phenological stages. According to the ANOVA test with $p \leq 0.05$, there were significant differences between treatments, and a high correlation between the observed and simulated data of ETc, with Pearson's R of 0.96 with $p < 0.05$.*

Keywords: *evapotranspiration of rice, SEBAL, METRIC.*

1. INTRODUCCIÓN

La evapotranspiración (ET) es una variable clave en el cálculo del balance de energía superficial, información que permite desarrollar nuevas estrategias de gestión del agua para mejorar la eficiencia del uso de agua (Koksal et al., 2018). En la estimación directa de la evapotranspiración, se usan lisímetros, pero requieren de una alta inversión de tiempo y dinero, y entre los métodos indirectos, los más usados son el de Penman-Monteith, el tanque evaporímetro tipo "A", entre otros. No obstante, estos métodos proporcionan estimaciones puntuales de evapotranspiración. Sin embargo, otros métodos como el *Surface Energy balance Algorithms for Land* (SEBAL) permiten estimar la evapotranspiración en grandes extensiones de cultivo (Melesse et al., 2007)., pero presenta limitaciones en el uso de imágenes satelitales por suministrar información de limitada resolución temporal y espacial, además de presentar limitaciones en las correcciones radiométricas, atmosféricas y geométricas. Con estas limitantes la adquisición de imágenes a partir de cámaras montadas en VANT, representa una alternativa para obtener información oportuna y con gran detalle lo que mejoraría la estimación de variables como la evapotranspiración. Los estudios más recientes realizados con cámaras multiespectrales y térmicas en un VANT, estimaron la ETc con diferentes modelos (SEB, TSEB y METRIC) en diferentes cultivos entre ellos pastizales, viñedos y olivo, obtenido mejores resultados para la estimación de flujo de energía para el dosel de la planta como la superficie del suelo, además mejoro grandemente la precisión de los modelos (Brenner et al., 2018; Nieto et al., 2018).

De lo anterior, se tiene como objetivo del estudio estimar la evapotranspiración del cultivo de arroz (Oryza sativa) a partir de imágenes multiespectrales obtenidas de un Vehículo Aéreo No Tripulado (VANT), comparadas con información obtenida de un lisímetro.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio fue el Área Experimental de Riego de la UNALM, Región Lima, Perú, con centro de ubicación en las coordenadas geográficas: 12° 04' 50" S, 76° 57' 6,5" W y a una altitud de 233 m s.n.m., con temperatura promedio de 22°C y una precipitación máxima de 0.6 mm.

El diseño experimental fue de bloques completamente al azar con tres tratamientos de estrés hídrico que corresponde a –10, –15 y –20 KPa (T1, T2, T3) de tensión de humedad y un testigo (T0) a saturación con tres repeticiones la cual fue dividida en 12 parcelas (3×5 m² cada una) distribuidos al azar en tres bloques, con un lisímetro en una de las parcelas. Ver Figura 1.

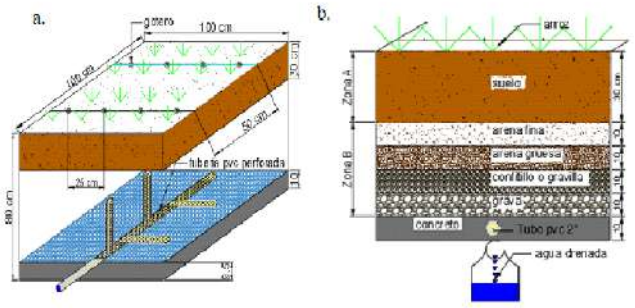


Figura 1. *Características del lisímetro de drenaje: a. Vista en 3D y b. Perfil de la zona del filtrado.*

El cultivo arroz fue la IR –71706, genotipo resistente al déficit de agua por lo que se puede cultivar en secano. El periodo abarcó desde el 13 de noviembre del 2017 al 30 de abril del 2018 (166 DDS) bajo un sistema de riego por goteo.

Se utilizó un multi rotor VANT, modelo Matrice 200, equipado con dos cámaras, térmica Flir vue pro R640 13 mm, y multi espectral (Parrot Sequoia). Las 18 misiones de vuelo fueron realizadas entre la 1:00 y 2:00 pm, mediante el software DJI GS Pro con una velocidad de 4,5 m/s, altura de 30 m, superposición frontal 85% y lateral 80%. durante el periodo vegetativo comprendidos entre 04 de enero a 13 de abril del 2018.

Las imágenes fueron procesadas en el software Pix4D, para las imágenes multi espectrales, se realizó la calibración radiométrica automática con la tarjeta AIRINOV, las imágenes térmicas se calibraron con los parámetros iniciales requeridos (emisividad, temperatura ambiente y condiciones del cielo) y para ambos se realizó la calibración geométrica con siete puntos de control colocados con la estación RTK en el área de estudio. Luego, se obtuvieron los ortomosaicos, imagen visible, modelo digital de superficie (MDS), índices de vegetación, albedo y temperatura superficial. Posteriormente se separó las plantas del suelo del ortomosaico visible mediante la clasificación supervisada .

Se estimó la evapotranspiración mediante el modelo SEBAL adaptada a METRIC según detalle de la Figura 2.

3. RESULTADOS

En la Figura 3 se muestra los mapas de evapotranspiración diaria para cada fecha de análisis. Y en la Figura 4 se aprecia el porcentaje de numero de píxeles según rangos de ETc obtenidos por balance de energía y los *outliers*, teniendo como mayor número de píxeles en todos los tratamientos el rango de 3-5 $mm \cdot d^{-1}$ (44,95% a 53,07%) y obteniendo valores de *outliers* de <1,31%.

Se observa una alta correlación y una tendencia entre los datos observados y simulados de la ETc (Figura 5), con un R de Pearson de 0,96, Sin embargo, el modelo subestima la ETc, que coincide con resultados obtenidos por Kiptala et al., (2013) y Brenner et al., (2018).

4. CONCLUSIONES

La evapotranspiración obtenida del modelo SEBAL adaptada a METRIC y la del lisímetro de drenaje, se compararon y presentaron una misma tendencia y una R de Pearson de 0,96, $p<0,05$, pero a su vez subestimo en un 21%.

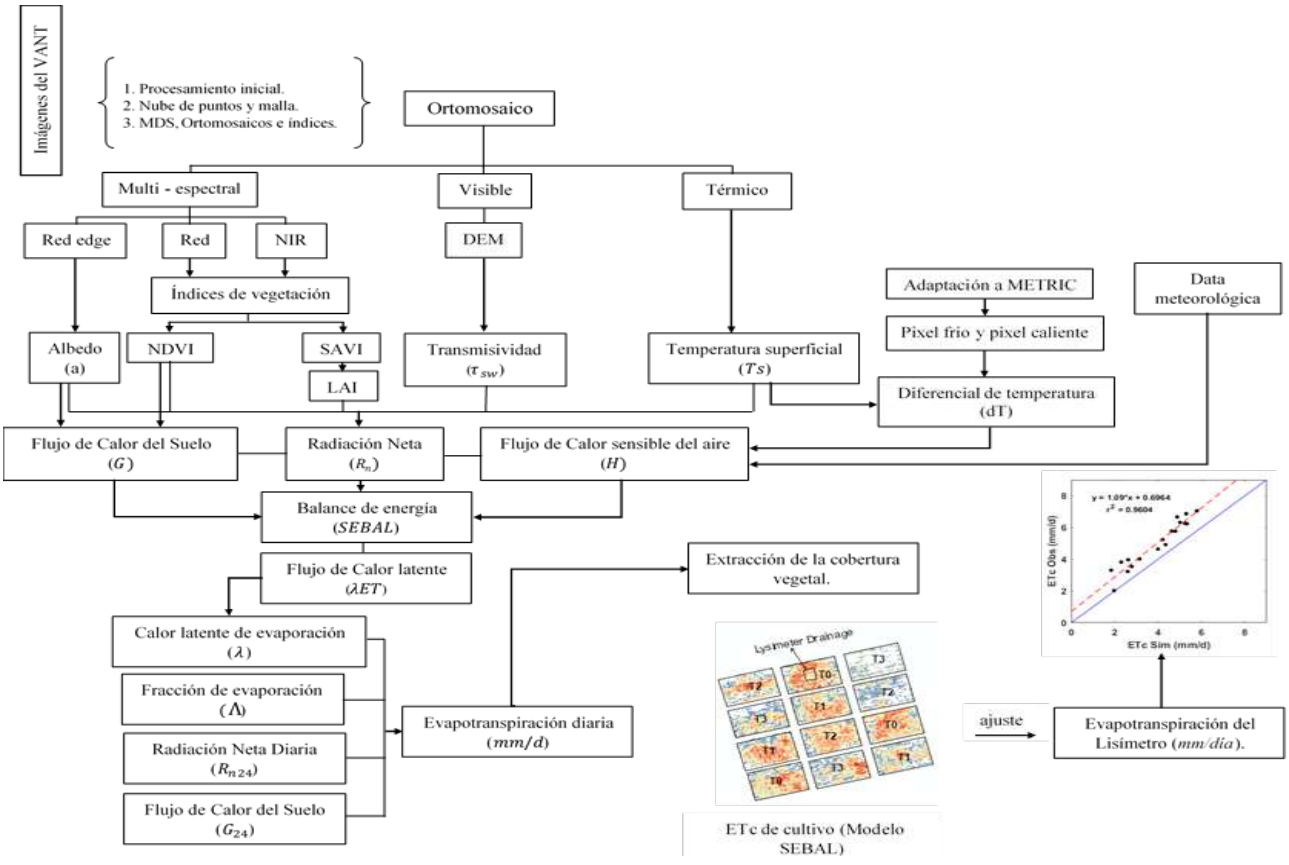


Figura 2: *Procedimiento secuencial seguido en la investigación para estimar la evapotranspiración.*

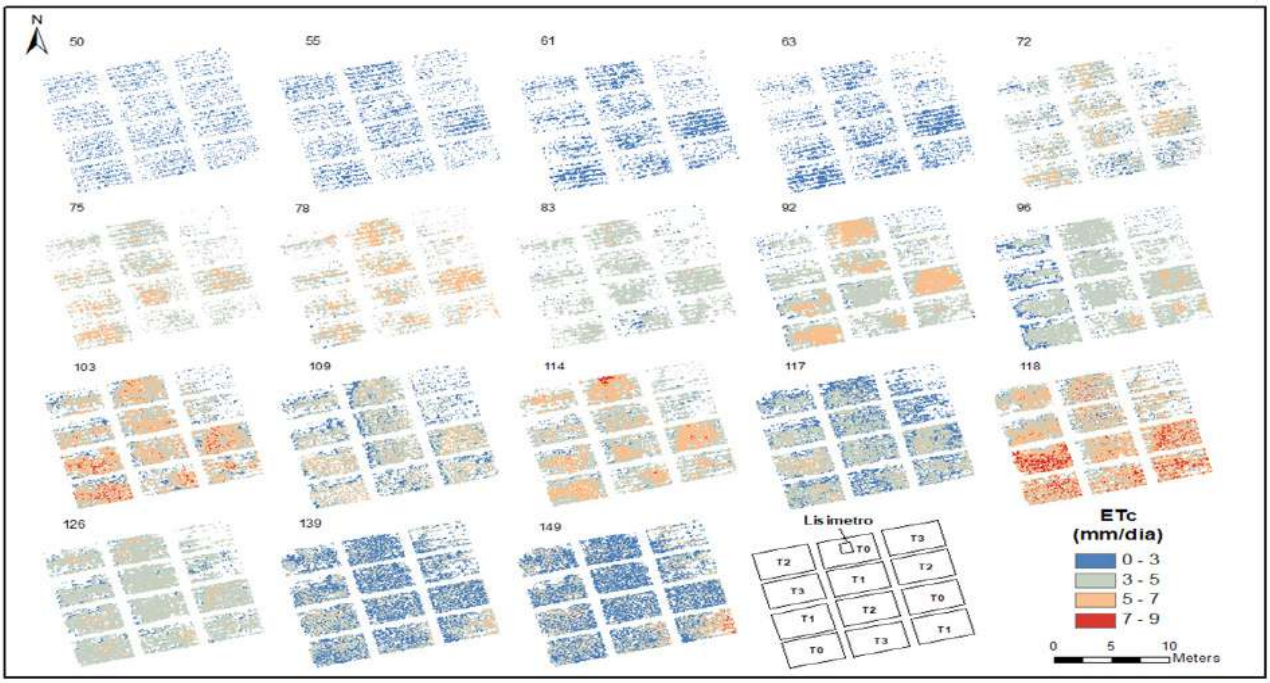


Figura 3: *Variación temporal de la evapotranspiración de cultivo (ETc) obtenida por balance de energía en las etapas fenológicas del arroz en días después de la siembra (DDS).*

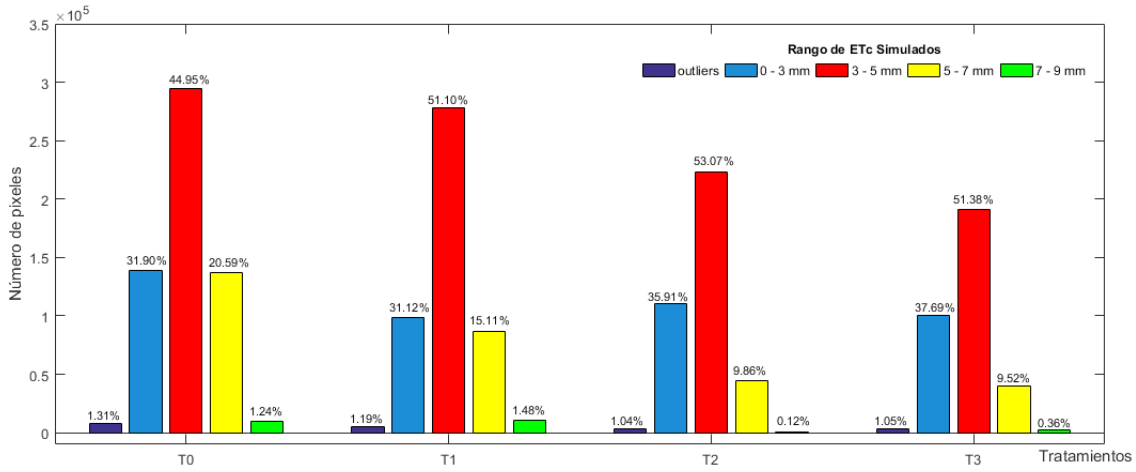


Figura 4: *Rangos de evapotranspiración del cultivo (ETc) simulado por tratamientos, mediante el número de porcentaje de píxeles.*

5. BIBLIOGRAFÍA

Brenner, C.; Zeeman, M.; Bernhardt, M; Schulz, K. 2018. Estimation of evapotranspiration of temperate grassland based on high-resolution thermal and visible range imagery from unmanned aerial systems. International Journal of Remote Sensing. 39 (15-16), 5141-5174

Kiptala, JK; Mohamed, Y; Mul, ML; Van Der Zaag, P. 2013. Mapping evapotranspiration trends using MODIS and SEBAL model in a data scarce and heterogeneous landscape in Eastern Africa. Water Resources Research 49(12), 8495-8510

Koksal, E; Artik, C; Tasan, M. 2018. Crop Evapotranspiration Estimations of Red Pepper Using Field Level Remote Sensing Data and Energy Balance. Polish Journal of Environmental Studies 28(1), 1-11

Melesse, A; Weng, Q; Prasad, S; Senay, G. 2007. Remote Sensing Sensors and applications in environmental resources mapping and modelling. Sensors 7, 3209-3241

Nieto, H; Kustas, WP; Torres-Rúa, A; Alfieri, JG; Gao, F; Anderson, MC; White, WA; Song, L; Alsina, M del M; Prueger, JH; McKee, M; Elarab, M; McKee, LG. 2018. Evaluation of TSEB turbulent fluxes using different methods for the retrieval of soil and canopy component temperatures from UAV thermal and multispectral imagery. Irrigation Science 1-21

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 23-26. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Clasificación de cultivos en Navarra con *Random Forests* a partir de una serie temporal de Sentinel-2

Sola, I.[(1)], Iriarte, N.[(1)], López-Sáenz, S.[(1)], González-Audícana, M.[(1)], Álvarez-Mozos, J.[(1)]
[(1)] Universidad Pública de Navarra, Dpto. Ingeniería, Arrosadia s/n, 31006 Pamplona, España. jesus.alvarez@unavarra.es

Resumen: Cada año se declaran en Navarra más de 300 000 recintos de uso agrícola en el marco de la Política Agraria Común (PAC) de la Unión Europea. Hasta la fecha se inspeccionaban en campo en torno a un 5% de estos recintos, lo que resulta costoso en tiempo y dinero. La creciente resolución tanto espacial como temporal de las imágenes de satélite, tales como Sentinel-2 del programa *Copernicus*, hace pensar que este proceso de inspección se puede en gran medida automatizar, o al menos simplificar, mediante la incorporación de técnicas de clasificación de imágenes. En este trabajo se muestran los primeros resultados de la puesta a punto de una metodología para la clasificación de cultivos con el propósito de crear una herramienta para la ayuda a la inspección de la PAC. Con este objetivo se ha trabajado con datos de las declaraciones de 2016 de la Comarca Agraria III de Navarra (~20 000 parcelas), con una leyenda de 21 clases de cultivo. Se han utilizado 26 imágenes Sentinel-2 como entrada para el clasificador *Random Forests* realizando una validación cruzada en cuatro particiones. También se ha realizado una validación externa con las inspecciones de ese año, calculando la fiabilidad global y las fiabilidades de productor y usuario por clase. Se ha analizado el efecto del equilibrado de los datos de entrenamiento en los resultados, así como la posibilidad de obtener una clasificación a mitad de campaña (junio) frente a utilizar imágenes de todo el año. Por último, se ha analizado si la información temporal de NDVI puede resultar suficiente para discriminar los cultivos presentes en esta Comarca Agraria. Los mejores resultados se han obtenido empleando la serie completa (de enero a diciembre) con equilibrado de datos y a partir de todas las bandas espectrales más el NDVI, alcanzándose una fiabilidad global del 73%.

Palabras clave: clasificación, cultivos, multitemporal, Sentinel-2, *Random Forests*.

Crop classification in Navarre using Random Forests and Sentinel-2 time series

Abstract: *Every year more than 300 000 agricultural fields are declared in Navarre within the frame of the Common Agricultural Policy (CAP) of the European Union. To date around 5% of these parcels were inspected based on field work, which is very costly in terms of time and money. The increasing temporal and spatial resolution of Earth Observation data, such as Sentinel-2 from Copernicus programme, suggests that this inspection process can be automated or at list simplified to a great extent, through image classification techniques. In this work, a crop classification approach was set up with the aim of creating a tool for aiding the CAP inspection process. With this aim CAP declarations for the 3rd Agricultural District of Navarre (~20 000 fields) of the 2016 campaign were used with a legend of 21 crop classes. The classification inputs were nine spectral bands plus NDVI vegetation index from a 26 Sentinel-2 level-2A image time series acquired in 2016. Clouds, cloud shadows and topographic shadows were masked using the Quality Scene Classification provided by SEN2COR processor. Random Forests was used for classification implementing a four-fold cross validation. Additionally, an external validation was done using the field inspections carried out that year, computing the overall accuracy and user's and producer's accuracies per class. The influence of training data balancing was investigated. Results obtained with a mid-campaign (June) classification were compared with those obtained at the end of the campaign (December). Finally, the results were compared with the classification based only on the NDVI index per date. The best performance was obtained by the classification at the end of campaign, including data balancing and based on every spectral band besides of NDVI index. An overall accuracy of 73% was achieved in this case.*

Keywords: *classification, crop, multitemporal, Sentinel-2, Random Forests.*

1. INTRODUCCIÓN

La Política Agraria Común (PAC) de la Unión Europea (UE) establece diferentes modalidades de ayudas a los agricultores que requieren de la declaración de los cultivos implantados en las parcelas para las que éstas se solicitan. Este proceso tiene una gran importancia debido a su relevancia económica, siendo la responsabilidad de verificar las declaraciones de las administraciones locales de los estados miembros. Tradicionalmente, este proceso de verificación se realiza sobre un porcentaje reducido de parcelas, mediante inspecciones en campo. El objetivo marcado por la Comisión Europea es que en unos años se controlen por teledetección la mayoría de los regímenes de ayuda de la solicitud única y el 100% de las superficies por la que se solicitan estas ayudas. Ya en 2018 la Comunidad Foral de Navarra se realizaron parte de las inspecciones por fotointerpretación de imágenes Sentinel-2, pero este sigue siendo un proceso que puede ser muy costoso en tiempo y esfuerzo, además de subjetivo y por ello inconsistente. La teledetección espacial, y en concreto la clasificación supervisada a partir de series temporales de imágenes de satélite, es una herramienta adecuada para realizar inspecciones automáticas a un menor coste, como se puede comprobar en trabajos como el de d'Andrimont et al. (2018).

En los últimos años, y especialmente desde 2015 con el lanzamiento progresivo de la constelación de satélites Sentinel, el número de estudios enfocados a la clasificación de cultivos a partir de teledetección ha ido en aumento, gracias a la disponibilidad de imágenes gratuitas de alta resolución espacial (de 10 a 20 metros en el caso de Sentinel-2, según banda) y temporal (periodo de revisita de 5 días desde marzo de 2017, cuando entró en funcionamiento el satélite Sentinel-2B).

Aunque los trabajos centrados en la clasificación de cubiertas, separando tierra agrícola del resto (Thanh Noi y Kappas, 2018) son numerosos y los resultados obtenidos muy prometedores, la clasificación a nivel de cultivos resulta especialmente exigente, ya que en muchos casos la separabilidad entre clases es muy baja, y por tanto requiere de un buen conjunto de datos para entrenar y validar el clasificador. Así queda de manifiesto en el trabajo de Belgiu y Csillik (2018), donde se comparan distintas estrategias de clasificación basadas en curvas temporales de NDVI, en tres zonas agrícolas distintas, mostrando que los resultado dependen en gran medida de la estructura parcelaria y la diversidad y variabilidad intra-clase de los cultivos a discriminar.

Uno de los principales problemas en una clasificación multitemporal es la falta de continuidad espacial en fechas clave para discriminar cultivos debido a la presencia de nubes (Carrasco et al., 2019). Es por tanto importante disponer de una máscara fiable de nubes y sombras de nubes para descartar aquellos píxeles no válidos en cada fecha. Una posible solución para solventar o minimizar el problema de disponibilidad de datos por efecto de las nubes reside en combinar las imágenes ópticas (Sentinel-2, Landsat-8) con imágenes radar (Sentinel-1) como hacen Kussul et al. (2017) o Carrasco et al. (2019).

El objetivo de este trabajo es poner a punto una metodología para la clasificación de cultivos con el propósito de crear una herramienta para la ayuda a la verificación de las declaraciones PAC. Para ello se ha trabajado con una comarca agraria de Navarra y se ha empleado el clasificador *Random Forests*. Se ha investigado la influencia del equilibrado de datos en los resultados obtenidos, así como la posibilidad de obtener una primera clasificación a mitad de campaña frente a la clasificación a final de campaña y la clasificación usando como partida únicamente datos de NDVI.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Preprocesado de imágenes Sentinel-2

En este trabajo se descargaron 100 imágenes correspondientes a 26 fechas por cuatro cuadrículas (Figura 1) de imágenes Sentinel-2, procesadas a nivel 2A con el procesador SEN2COR, que incluye corrección topográfica y atmosférica. A partir de estas imágenes se generó un mosaico que cubre toda Navarra con todas las bandas espectrales remuestreadas a 10 metros. A este mosaico se le añadió el índice de vegetación NDVI.

Partiendo de la capa *Quality Scene Classification* generada por SEN2COR se enmascararon las áreas cubiertas por nubes y sombras de nubes, siendo su proporción especialmente elevada en las cuadrículas norte (Figura 2).

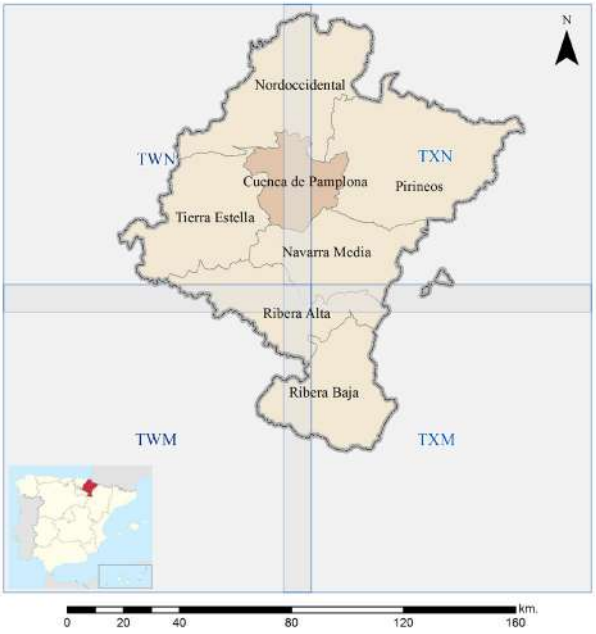


***Figura 1**. Cuadrículas Sentinel-2 empleadas en la clasificación y zona de estudio, correspondiente a la Comarca Agraria 3 (Cuenca de Pamplona).*

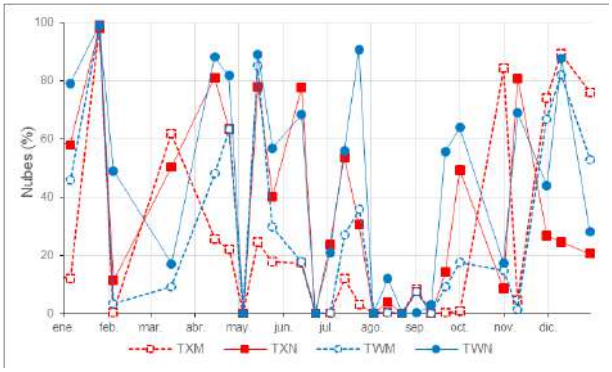


***Figura 2**. Fechas de adquisición en 2016 y porcentaje de nubes para cada cuadrícula.*

2.2. Área de estudio

El estudio se enfocó en la Comarca Agraria III 'Cuenca de Pamplona' (Figura 1), con una extensión de 778 km^2, en la que predomina la agricultura de secano. Partiendo de un archivo vectorial con el total de 24107 recintos declarados en esta comarca, se siguió el siguiente proceso para depurar el conjunto de datos de partida: (1) se aplicó un *buffer* interior de 5 m para evitar el efecto borde, (2) se eliminaron recintos pequeños y alargados sin píxeles válidos tras el *buffer*, (3) se calculó el NDVI medio por clase para cada fecha y se eliminó el 10% de parcelas de cada clase con mayor error (RMSE) respecto al NDVI medio, (4) excluyéndose finalmente las clases de cultivos con una muestra inferior a 30 parcelas en la comarca, contemplando la leyenda final 21 clases de cultivos y un total de 19650 parcelas (Tabla 1).

Además, en esta Comarca Agraria se contó con otro archivo vectorial consistente en 983 recintos inspeccionados en la comarca entre junio y agosto de 2016 (Tabla 1).

***Tabla 1**. Clases de cultivos y número y área (km²) de recintos declarados e inspeccionados para cada clase.*

	Declaraciones		Inspecciones	
Clase*	Nº	Área	Nº	Área
PH	2019	18,33	4	0,11
PR	2736	24,88	70	1,17
PA	138	3,60	-	-
TR	5612	81,51	250	3,96
CE	3773	54,68	217	3,39
BA	809	4,68	78	0,24
VI	201	3,26	60	0,64
OV	173	1,69	17	0,11
FY	258	0,86	14	0,01
MA	244	4,88	24	0,43
GU	384	5,51	51	1,29
VE	57	1,15	7	0,13
HA	513	7,09	72	0,95
CMC	34	0,73	6	0,04
FO	272	9,14	-	-
OCP	58	0,29	-	-
HV	69	0,23	15	0,04
AV	1379	19,54	57	0,06
CO	639	9,07	-	-
GI	245	4,81	38	0,94
ES	37	0,54	3	0,64

* PH: Pastos Herbáceos, PR: Pastos Arbustivos, PA: Pastos Arbolados, TR: Trigo, CE: Cebada, BA: Barbecho, VI: Viña, OV: Olivar, FY: Frutales, MA: Maíz, GU: Guisante, VE: Veza, HA: Haba, CMC: Cultivo Mezclado con Cereal, FO: Superficies Forestales, OCP: Otros Cultivos Permanentes, HV: Hortícola de Verano, AV: Avena, CO: Colza, GI: Girasol, ES: Espárrago.

2.3. Clasificación

Para cada recinto declarado se calculó la reflectancia media en cada banda y su NDVI medio. Toda esta información (260 variables por 19 650 recintos) se utilizó para construir el clasificador *Random Forests* (RF) (Breiman, 2001) implementado utilizando la librería *Scikit-learn* de Python (Pedregosa et al., 2011). RF es un multi-clasificador basado en la construcción automática de múltiples árboles de decisión, otorgándose la clasificación final por mayoría. Como parámetros de ajuste, se establecieron un total de 2000 árboles y un número de 16 variables a considerar en cada nodo. Se implementó una estrategia de validación cruzada en 4 particiones, de forma que se crearon cuatro subconjuntos separando aleatoriamente un 75% de datos para entrenamiento y un 25% para validación del total de parcelas declaradas (Tabla 1). De forma adicional se realizó una validación externa con los datos de las parcelas inspeccionadas. Se evaluaron las métricas de Fiabilidad Global (FG) de la clasificación y Fiabilidad del Usuario (FU) y Productor (FP) para cada cultivo.

Se realizó una primera clasificación con el conjunto de datos original y una segunda tras equilibrar las muestras mediante la opción *Balanced* que asigna pesos a las clases minoritarias para equilibrarlas (Pedregosa et al., 2011).

Por otro lado, se compararon los resultados de las clasificaciones obtenidas con imágenes adquiridas la campaña completa de 2016 (Ene-Dic) frente a imágenes adquiridas hasta mitad de campaña (Ene-Jun). Finalmente se realizó una clasificación utilizando únicamente como dato de partida la serie de NDVI.

3. RESULTADOS

Los resultados obtenidos muestran unas fiabilidades globales aceptables, en el orden de magnitud de las obtenidas en estudios similares (Wang et al., 2019) teniendo en cuenta el número de clases considerado y la similitud de muchos de los cultivos de interés. Utilizando la serie completa entre enero y diciembre se obtienen unas fiabilidades de ~70%, tanto en la validación cruzada como en la validación mediante las parcelas de inspecciones (Tabla 2), esta última es en general ligeramente inferior.

***Tabla 2.** Resultados de fiabilidad global para las diferentes clasificaciones realizadas con y sin equilibrar los datos de entrenamiento.*

	Val. cruzada		Inspecciones	
Clasificación	Orig.	Equil.	Orig.	Equil.
Serie completa	72%	73%	69%	71%
Mitad campaña	69%	69%	61%	63%
NDVI completa	60%	58%	53%	55%

En términos globales el efecto del equilibrado de los datos de entrenamiento es modesto (mejoras en torno al 1-2%), sin embargo se observa que mejora la fiabilidad del usuario en los mayoritarios y también la fiabilidad del productor en los cultivos minoritarios, dado que dejan de asignarse erróneamente a clases mayoritarias.

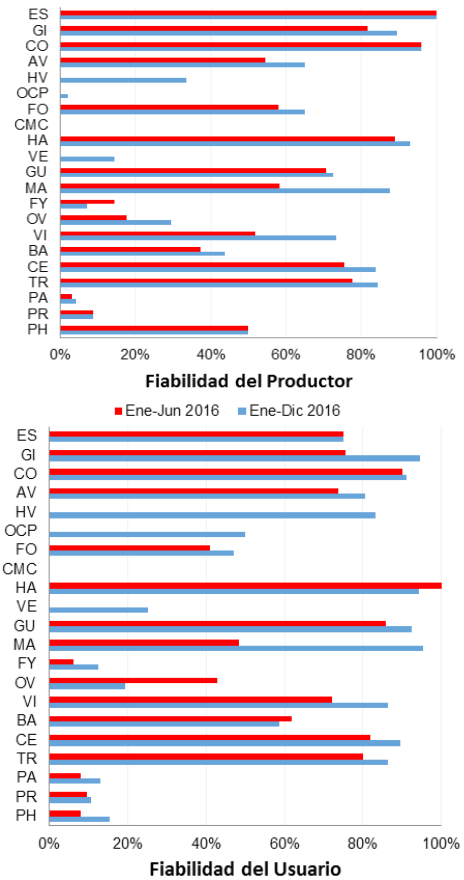


***Figura 3.** Resultados de Fiabilidad del Productor (arriba) y Fiabilidad del Usuario (abajo) por cultivo.*

En cuanto a las clasificaciones realizadas con las imágenes disponibles hasta mitad de campaña, se observa que su fiabilidad global se reduce, principalmente en la evaluación realizada con las inspecciones (Tabla 2). Un análisis más detallado de los resultados por cultivo (Figura 3),

demuestra que en la mayoría de cultivos la clasificación a mitad de campaña otorga resultados peores, especialmente en el caso de los cultivos de verano como el maíz, los hortícolas de verano o el girasol. No obstante, hay otros cultivos como la colza o el espárrago que obtienen resultados prácticamente idénticos, lo que puede resultar interesante para realizar una verificación de los recintos declarados con estos cultivos poco después de que los agricultores hayan solicitado las ayudas correspondientes

Por último, la clasificación basada únicamente en la serie de NDVI ofrece unos resultados muy por debajo de los obtenidos con todas las bandas espectrales (Tabla 2) con reducciones del 12-16% en la fiabilidad.

4. CONCLUSIONES

En este estudio se han clasificado ~20.000 parcelas en 21 clases de cultivo a partir de 26 imágenes Sentinel-2 empleando el clasificador *Random Forests*. Los resultados obtenidos demuestran que la clasificación mejora sensiblemente con el equilibrado de los datos de entrenamiento. La fiabilidad más alta se obtiene al considerar todas las fechas del año y todas las bandas espectrales (FG 73%), mientras que la clasificación basada únicamente en el NDVI no proporciona resultados satisfactorios. Los resultados son aún preliminares y se espera poder mejorar las fiabilidades reagrupando aquellas clases de cultivos con mayor variabilidad y/o menor separabilidad, optimizando los parámetros de ajuste del clasificador RF, incluyendo nuevas características basadas en la fenología de los cultivos así como combinando las observaciones de Sentinel-2, en muchos casos con porcentajes de nubosidad altos, con imágenes radar Sentinel-1.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es parte del proyecto PyrenEOS EFA 048/15, cofinanciado al 65% por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A España-Francia-Andorra 2014-2020.

6. BIBLIOGRAFÍA

Belgiu, M. y Csillik, O. 2018. Sentinel-2 cropland mapping using pixel-based and object-based time-weighted dynamic time warping analysis. Remote Sensing of Environment 204, 509–523.

Breiman, L. 2001. *Random Forests*. Machine Learning, 45(1): 5–32.

Carrasco, L.W., O'Neil, A., Daniel Morton, R.S. y Rowland, C. 2019. Evaluating Combinations of Temporally Aggregated Sentinel-1, Sentinel-2 and Landsat 8 for Land Cover Mapping with Google Earth Engine. Remote Sensing 11(3), 288.

D'Andrimont, R., Lemoine, G. y Van der Velde, M. 2018. Targeted Grassland Monitoring at Parcel Level Using Sentinels, Street-Level Images and Field Observations. Remote Sensing 10, 1300.

Kussul, N., Lavreniuk, M., Skakun, S. y Shelestov, A. 2017. Deep Learning Classification of Land Cover and Crop Types Using Remote Sensing Data. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters 14, 778–782.

Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion B., Grisel, O., Blonder, M., Prettenhober, P., Weiss, R., Dubourg, V., Vanderplas, J., Passos, A. y Cournapeau, D. 2011. Scikit-learn: Machine Learning in Python. Journal of Machine Learning Research 12, 2825–2830.

Thanh Noi, P. y Kappas, M. 2018. Comparison of Random Forest, k-Nearest Neighbor, and Support Vector Machine Classifiers for Land Cover Classification Using S-2 Imagery. Sensors 18, 18.

Wang, S., Azzari, G. y Lobell, D.B. 2019. Crop type mapping without field-level labels: Random forest transfer and unsupervised clustering techniques. Remote Sensing of Environment 222, 303–317.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 27-30. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Respuesta espectral de dos cultivos leñosos mediterráneos (olivo y naranjo) en condiciones de cobertura completa del suelo. Influencia en la estimación de la evapotranspiración utilizando coeficientes de cultivo

Carpintero, E.[(1)], Mateos, L.[(2)], Andreu, A.[(1)], González-Dugo, M.P.[(1)]
[(1)] IFAPA Centro Alameda del Obispo, Av. Menéndez Pidal s/n, 14080-Córdoba, España.
elisabet.carpintero@juntadeandalucia.es
[(2)] Instituto de Agricultura Sostenible, CSIC, Av. Menéndez Pidal s/n, 14080-Córdoba, España.

Resumen: El modelo IV-ET$_o$ integra los índices de vegetación (IVs) en la metodología de FAO56 para estimar las necesidades hídricas de los cultivos. Este trabajo se ha centrado en evaluar la respuesta espectral de dos cultivos leñosos típicamente mediterráneos y con distintas propiedades morfológicas y fisiológicas, el olivo y el naranjo, con el fin de ajustar la aplicación de este modelo de cálculo de necesidades hídricas en ambos casos. Los resultados muestran que el valor del SAVI en condiciones de máxima cobertura (SAVI$_{max}$) es igual a 0,71 en naranjo, siendo inferior en el olivo (0,55), lo que corrobora la hipótesis de Mateos et al. (2013) de que el olivo presenta propiedades espectrales particulares, con un valor de SAVI$_{max}$ diferente al valor genérico asumido para otros cultivos (0,75). Finalmente, el modelo IV-ET$_o$ se validó en un olivar, resultando el valor de SAVI$_{max}$ de 0,55 más adecuado en términos de estimaciones de ET, con una variación del RMSE de 0,73 a 0,58 mm día^{-1}

Palabras clave: índices de vegetación, coeficientes de cultivo, evapotranspiración, cultivos leñosos mediterráneos.

Spectral behaviour of two Mediterranean tree crops (olive and orange tree) under conditions of full vegetation ground cover. Impact on the estimation of evapotranspiration using crop coefficients

Abstract: *The VI-ET$_o$ model integrates the computation of vegetation indices (VIs) into the FAO56 guidelines to estimate the crop water requirements. This work has compared the spectral response of two Mediterranean tree crops with different morphological and physiological properties (olive and orange tree) under full vegetation ground cover conditions in order to improve the application of the VI-ET$_o$ model. The results showed that SAVI for full vegetation cover (SAVI$_{max}$) was equal to 0.71 for orange tree while a lower value (0.55) was found in olive tree, corroborating the hypothesis by Mateos et al. (2013) that olive trees have particular spectral properties, with a SAVI$_{max}$ different to the generic value assumed for other crops (0.75). This difference affects the estimation of ET using the spectrally based crop coefficient. The VI-ET$_o$ model was evaluated in an olive grove using SAVI$_{max}$ equal to 0.75 and 0.55, finding a reduction of RMSE from 0.73 to 0.58 mm day^{-1}.*

Keywords: *vegetation indices, crop coefficients, evapotranspiration, Mediterranean tree crops.*

1. INTRODUCCIÓN

Los índices de vegetación (IVs) caracterizan de forma cuantitativa las cubiertas vegetales a partir de la información espectral registrada por los sensores remotos en las regiones del rojo e infrarrojo cercano. Su correlación con determinados parámetros biofísicos de la vegetación, como su fracción de cobertura del suelo o la fracción de radiación fotosintéticamente activa interceptada por la cubierta, está bien descrita en la bibliografía y permite usarlos para monitorizar procesos dinámicos como la evapotranspiración (ET) o la producción primaria (Glenn et al., 2008). Los IVs más utilizados son el índice de vegetación de diferencia normalizada, NDVI (Rouse et al., 1973), y el ajustado al suelo, SAVI (Huete et al., 1988), desarrollado posteriormente para minimizar la influencia de las propiedades espectrales del suelo.

Una de las aproximaciones más extendidas para estimar las necesidades hídricas de los cultivos mediante sensores remotos hace uso de estos IVs para mejorar la estimación de la transpiración del cultivo, integrando la reflectividad de la cubierta en un balance de agua en la zona radicular. Entre ellas, el modelo IV-ET$_o$ integra la estimación de los IVs en la metodología de FAO56 (Allen et al., 1998). Calera et al. (2017) revisaron algunas aplicaciones de este enfoque.

La ecuación propuesta por González-Dugo et al. (2009) para calcular el coeficiente basal del cultivo (K$_{cb}$) a partir de SAVI se ha aplicado sobre una gran variedad de cultivos en condiciones mediterráneas, tales como el maíz, trigo, algodón u olivo (González-Dugo et al., 2013; Mateos et al., 2013). A pesar de los resultados satisfactorios en la mayoría de las cubiertas, Mateos et al. (2013) encontraron algunas debilidades de esta aproximación sobre olivares en una cuenca del sur de España. En este caso, los autores señalaron que el valor de SAVI en condiciones de cobertura vegetal completa, uno de los parámetros utilizados por el modelo, podría ser diferente al valor genérico usado para otros cultivos. En España, la superficie de olivar cubre 2,6 millones de hectáreas, siendo también representativo el cultivo de frutales cítricos (297 mil hectáreas), mostrando ambos un gran impacto económico y un gran consumo de agua.

El objetivo de este trabajo es comparar la respuesta espectral de estos dos frutales mediterráneos (el olivo y el naranjo), con distintas propiedades morfológicas y fisiológicas en condiciones de cobertura vegetal completa, para determinar los valores de los IVs que se pueden usar para modelar sus necesidades hídricas. El modelo IV-ET_o que integra el valor de SAVI obtenido previamente se validó en un olivar con medidas *in situ* de ET.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Descripción del área de estudio y de las zonas experimentales

La cuenca del río Guadalquivir, localizada en el sur de la Península Ibérica, es una de las más grandes ($57{,}5 \cdot 10^3$ km^2) de la región mediterránea, con un 15,3% de su superficie destinada a agricultura de regadío. Su clima se caracteriza por temperaturas cálidas y un régimen irregular de precipitaciones con largos períodos de sequía. Este estudio se llevó a cabo en tres zonas experimentales dentro de la cuenca y ubicadas en la provincia de Córdoba. Las zonas A (37°46'55,2'' N, 5°4'36'' O; 83 m a.s.n.m) y B (37°51'33,7'' N, 4°47'44,53'' O; 92 m a.s.n.m) corresponden a parcelas de olivo (*Olea europea* L.) y naranjo (*Citrus x sinensis* L.) en las que se realizaron campañas de medidas radiométricas. La zona C (37°51'13.8'' N, 4°48'29'' W; 95 m a.s.n.m) es un olivar de 4 ha donde se ha validado el modelo IV-ET_o.

2.2. Medidas radiométricas

Las medidas radiométricas se adquirieron con un espectroradiómetro de campo (ASD FieldSpec 3), con rango espectral de 350 a 2500 nm. Se utilizó una fibra óptica con 25° de campo de visión y un panel Spectralon blanco como referencia. Los valores de reflectividad se agregaron para calcular los valores correspondientes a bandas de Landsat ETM+ y OLI utilizando la función de respuesta espectral específicas de cada sensor. La información en las regiones del rojo e infrarrojo cercano (NIR) se estimaron promediando los valores de reflectividad correspondientes a las bandas 3 (0,63-0,69 µm) y 4 (0,78-0,90 µm) en Landsat 7, y las bandas 4 (0,64-0,67 µm) y 5 (0,85-0,88 µm) en Landsat-8 y se emplearon para calcular NDVI y SAVI.

2.2.1. Datos espectrales sobre un experimento artificial simulando cobertura vegetal completa

Se diseñó un experimento artificial que consistió en colocar ramas recién cortadas de naranjo y olivo en dos bancos de trabajo de dimensiones 1×1,95 m simulando una cobertura vegetal completa. Las medidas se adquirieron el día 254 de 2013, tomando cuatro puntos de muestreo para cada cultivo y tres repeticiones con ángulos de elevación solar de 45°, 52,7° (hora de paso de Landsat-8; 10:58 UTC) y 57° (máxima elevación solar diaria).

2.2.2. Datos espectrales sobre árboles

Las medidas radiométricas en la zona A se adquirieron los días 114, 126 y 142 de 2013 sobre los seis olivos y seis naranjos con la cobertura vegetal más elevada en cada parcela. Se tomaron tres puntos de muestreo sobre las ramas más densas de cada árbol a la hora de paso de Landsat-7 (10:52 UTC) en todos los casos, de modo que los ángulos de elevación solar variaron según el día del año (de 58,3° a 64,6°).

En la zona B, las medidas radiométricas se realizaron sobre el olivo y naranjo con la cobertura más alta de cada parcela durante tres días diferentes. Se tomaron cuatro puntos de muestreo sobre la parte superior de cada copa (zonas con cobertura completa del suelo), con tres repeticiones en cada punto. El primer día (222 de 2016) las medidas se registraron a 45° y 61° (hora de paso de Landsat-8). La segunda fecha se programó el día 16 de 2017 con el fin de tener datos espectrales en invierno con ángulos de elevación solar bajos, de 27,5° (hora de paso de Landsat-8) y 31,05° (máxima elevación solar diaria). En la última fecha (día 166 de 2018), el muestreo se realizó a elevaciones solares de 45° y 67° (hora de paso de Landsat-8).

2.3. Estimación de la ET a partir de coeficientes de cultivo

El modelo IV-ET_o se basa en la metodología de FAO56 para calcular el consumo de agua de los cultivos (Allen et al., 1998), y estima la ET (Ecuación 1) como el producto de la ET de referencia (ET_o) y un coeficiente de cultivo (K_c) derivado de los IVs.

$$ET=(K_{cb}K_s+K_e)ET_o \quad (1)$$

siendo $K_c=K_{cb}K_s+K_e$, donde K_{cb} es el coeficiente basal del cultivo y determina la transpiración de la vegetación, K_s es el coeficiente de estrés hídrico que cuantifica la reducción en la transpiración debido al déficit hídrico del suelo, y K_e es el coeficiente de evaporación del suelo. K_{cb} se estimó según González-Dugo et al. (2009) con la ecuación 2:

$$K_{cb} = \frac{K_{cb,max}}{f_{c,max}}\left(\frac{SAVI - SAVI_{min}}{SAVI_{max} - SAVI_{min}}\right), f_c < f_{c,max} \quad (2a)$$

$$K_{cb}=K_{cb,max}, f_c \geq f_{c,max} \quad (2b)$$

donde los subíndices max y min se refieren a valores de SAVI para cobertura completa de vegetación y suelo desnudo respectivamente. $SAVI–SAVI_{min}/SAVI_{max}–SAVI_{min}$ es una estimación de la fracción de cobertura del suelo (f_c), y $f_{c,max}$ es la f_c para la que K_{cb} alcanza su valor máximo ($K_{cb,max}$).

En este trabajo, se ha asumido que el parámetro $SAVI_{max}$ para olivo es el valor medido en condiciones de máxima cobertura vegetal, y descrito en el apartado 2.2. La descripción completa del modelo y del resto de parámetros usados se recogen en Mateos et al. (2013).

2.4. Datos de entrada del modelo y medidas de ET *in situ*

Para la aplicación del método IV-ET_o sobre una parcela de olivar, se usaron 5 imágenes Landsat-7 adquiridas entre mayo y septiembre del año 2000, que se corrigieron geométrica y atmosféricamente utilizando el procedimiento descrito por González-Dugo et al. (2013). Se seleccionó un área formada por nueve píxeles de tamaño 30x30m, coincidiendo las coordenadas de las medidas *in situ* de ET en la parte central del cuadrado seleccionado.

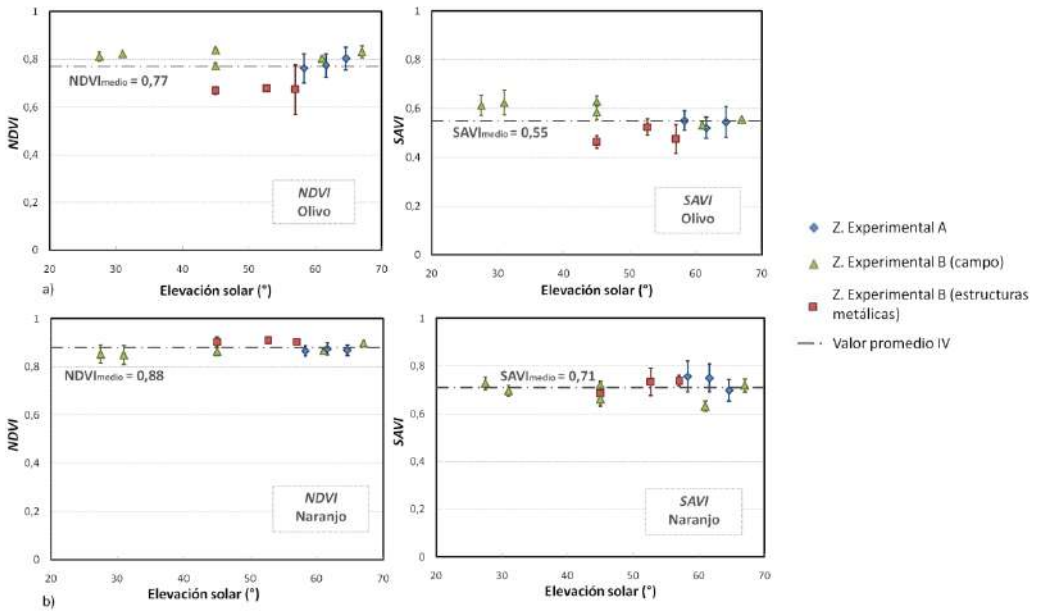


Figura 1.*Valores medidos de NDVI y SAVI con diferente ángulo de elevación solar para (a) olivo y (b) naranjo, en condiciones de máxima cobertura vegetal del suelo.*

En la zona C, se instaló una estación meteorológica para calcular ET_o usando la ecuación de Penman-Monteith. Además, se instaló un sistema de covarianza de torbellinos en una torre de 6 m de altura (Testi et al., 2004) midiendo todos los componentes del balance de energía en el olivar durante el periodo de estudio.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Respuesta espectral de olivo y naranjo

Los resultados muestran diferencias significativas entre los IVs medidos sobre los cultivos de olivo y naranjo en condiciones de cobertura completa del suelo. Mientras que en naranjo se observan valores promedio de NDVI de 0,88 y SAVI de 0,71 (similar al valor asumido para otros cultivos), en el caso del olivo son más bajos (NDVI = 0,77 y SAVI = 0,55). Se corrobora así la hipótesis de Mateos et al. (2013), confirmando que el valor de $SAVI_{max}$ es dependiente del cultivo, y en olivo es diferente al asumido para otras cubiertas típicamente mediterráneas.

La figura 1 muestra la relación entre los valores estimados de NDVI y SAVI para ambos cultivos y los ángulos de elevación solar. Las variaciones mínimas observadas de los IVs con la elevación solar respaldan la robustez de estos algoritmos para caracterizar la vegetación en diferentes condiciones de medida. Los valores obtenidos en olivo muestran pequeñas variaciones, siendo ligeramente más bajos los estimados en los bancos de la zona B. Esto podría explicarse por las diferencias en las variedades de olivo, con ligeras fluctuaciones en la coloración de las hojas (Barranco et al., 2005), y en la arquitectura de la cubierta. Además, se aprecian pequeñas diferencias entre las medidas tomadas sobre los mismos árboles de la zona B en distintos días. Podría ser que estas variaciones estuvieran relacionadas con el estado fisiológico de la planta, lo que haría que los datos tomados en agosto (día 221) fueran más bajos que los de otras estaciones. Por lo tanto, los resultados indican que las diferencias observadas en los IVs sobre el mismo cultivo podrían estar relacionadas con diferencias en el muestreo y variaciones en el estado fisiológico de las plantas. Como se aprecia en la figura 2, las fotografías tomadas desde el punto de medición con el ASD sobre las ramas de los cultivos en los bancos de ensayo, el área muestreada presentó una cobertura completa de vegetación.

3.2. Validación del modelo IV-ET_o sobre un olivar

La figura 3b muestra el seguimiento diario de ET, aplicando el método IV-ET_o en una parcela de olivar (zona C) de mayo a septiembre de 2000, y utilizando como dato de entrada $SAVI_{max}$ = 0,55, de acuerdo con las mediciones en condiciones de máxima cobertura vegetal de suelo descritas en el apartado 3.1. Por otra parte, la figura 3a recoge los resultados generados por Mateos et al. (2013) utilizaron el valor de $SAVI_{max}$ asumido para otros cultivos, 0,75.

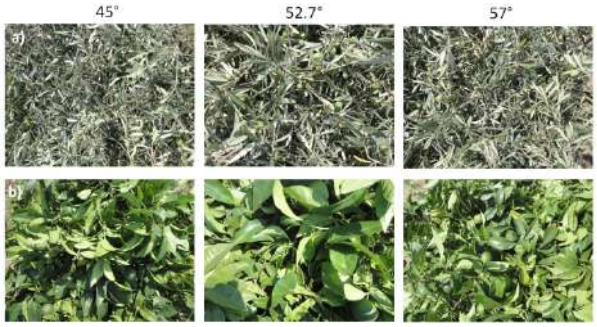


Figura 2. *Fotografías tomadas desde el punto de medición y orientadas hacia las ramas de: a) olivo y b) naranjo, a distintos ángulos de elevación solar.*

Se observa un consumo de agua de aproximadamente 2-3 mm $día^{-1}$ durante todo el período de estudio, excepto a principios de septiembre, cuando sufrió una pequeña

disminución. En la figura 3b, se aprecia una evidente mejora en el modelado de la ET diaria en comparación con la figura 3a (especialmente notable de mayo a julio), donde el RMSE pasa de 0,73 a 0,58 mm día^{-1}. Estos resultados sugieren que las propiedades de reflectividad particulares del olivo tienen un impacto en la estimación de la ET generadas por el modelo IV-ET$_o$, siendo un valor de SAVI$_{max}$ de 0,55 más adecuado que 0,75.

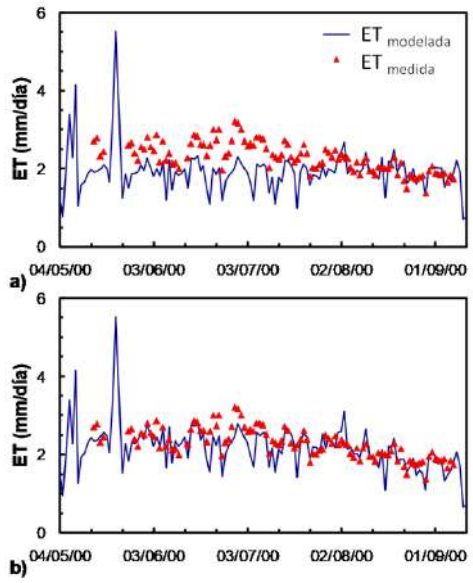


Figura 3. *ET diaria de un olivar estimada aplicando el modelo IV-ET$_o$ con SAVI$_{max}$=0,75 (3a) y 0,55 (3b).*

4. CONCLUSIONES

Los cultivos de olivo y naranjo muestran una respuesta espectral diferente como consecuencia de diferencias fisiológicas y morfológicas en sus hojas. El valor de SAVI en naranjo en condiciones de cobertura completa del suelo, 0,71, es similar al parámetro SAVI$_{max}$ asumido por el modelo IV-ET$_o$ para este y otros cultivos mediterráneos (0,75). Por su parte, el olivo presenta propiedades espectrales particulares, con valores más bajos de ambos índices de vegetación (SAVI = 0,55) para las mismas condiciones, lo que podría ser debido a una morfología y pigmentación especialmente adaptadas a las condiciones de escasez de agua en las que históricamente se ha desarrollado su cultivo. Estos resultados aconsejan emplear este valor específico para el olivar en lugar de uno genérico en la aplicación del modelo IV-ET$_o$.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación proporcionada por el proyecto LIFE AGROgestor (LIFE16ENV/ES/287).

6. BIBLIOGRAFÍA

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. y Smith, M. 1998. Crop Evapotranspiration: Guidelines for Computing Crop Requirements. Irrigation and Drainage Paper No. 56, FAO, Roma, Italia.

Barranco, D., Rallo, L. y Trujillo, I. 2005. Elaiografía Hispánica. In: Rallo et al. (eds) Variedades de olivo en España, Junta de Andalucía, MAPA. Ediciones Mundiprensa, Madrid, pp. 80-231.

Calera, A., Campos, I., Osann, A., D'Urso, G. y Menenti, M. 2017. Sensing for Crop Water Management: From ET Modelling to Services for the End Users. Sensors, 17, 1104.

Glenn, E.P., Huete, A.R., Nagler, P.L. y Nelson, S.G. 2008. Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes, Sensors, 8, 2136-2160.

González-Dugo, M.P., Escuin, S., Mateos, L., Cano, F., Cifuentes, V., Padilla, F.L.M., Tirado, J.L., Oyonarte, N. y Fernández, P. 2013. Monitoring evapotranspiration of irrigated crops using crop coefficients derived from time series of satellite images. II. Application on basin scale, Ag. Water Manage., 125, 92-104.

González-Dugo, M.P., Neale, C.M.U., Mateos, L, Kustas, W.P., Prueger, J.H., Anderson, M.C. y Li, F. 2009. A comparison of operational remote sensing-based models for estimating crop evapotranspiration.Ag. For. Meteorol., 149, 1843-1853.

Huete, A. R. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI), Remote Sens. Environ., 25, 295-309.

Mateos, L., González-Dugo, M.P., Testi, L. y Villalobos, F.J. 2013. Monitoring evapotranspiration of irrigated crops using crop coefficients derived from time series of satellite images. I. Method validation. Ag. Water Manage., 125, 81-91.

Rouse, J.W., Haas, R.W., Shell, J.A., Deering, D.W. y Harlan, J.C. 1973. Monitoring the vernal advancement and retrogradation of natural vegetation.NASA/GSFC, Greenbelt, USA, Final Report.

Testi, L., Villalobos, F.J. y Orgaz, F. 2004. Evapotranspiration of a young irrigated olive orchard in Southern Spain. Ag. For. Meteorol. 121, 1–18.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 31-34. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Detección temprana del "fuego bacteriano" en perales mediante espectroscopía

Fernández-Rodríguez, P., Sanz-Ablanedo, E., Rodríguez-Pérez, J.R.
Grupo de Investigación en Geomática e Ingeniería Cartográfica (GEOINCA), Escuela Superior y Técnica de Ingeniería Agraria, Universidad de León, Avenida de Astorga, sn, 24401 Ponferrada, León, España.
pherr@unileon.es

Resumen: El fuego bacteriano es la enfermedad más destructiva que existe para frutales de pepita, siendo la bacteria *Erwinia amylovora* el agente de la enfermedad. Es considerada una enfermedad de alto riesgo ya que su daño es muy grave, tiene una dispersión rápida, sin tratamientos curativos hasta el momento, únicamente quemando el material vegetal y realizando cuarentena. El ensayo en el que se basa el estudio fue realizado con 20 perales, inoculando el patógeno en la mitad y realizando mediciones en las hojas seleccionadas a lo largo del tiempo, observando a partir de datos espectrales y visuales el avance de la enfermedad. En el experimento realizado se pretende diferenciar individuos enfermos y sanos usando técnicas de espectroscopía. Para ello, a partir del procesado de los datos tomados en campo y realizando un análisis de componentes principales, se identificaron los rangos espectrales o valores puntuales en el espectro que muestran diferencias significativas con los árboles infectados de la enfermedad. Un análisis de varianzas realizado confirma que existen diferencias significativas en los ratios generados con los valores espectrales. Tras el análisis de los datos y la clasificación de los mismos a través de varios métodos que devuelven una tasa de acierto, se considera tecnología útil para avanzar en la detección temprana de la enfermedad, antes de que los síntomas fueran visibles.

Palabras clave: fuego bacteriano, *Erwinia amylovora*, frutales de pepita, espectroscopía.

Early detection of "fire blight" disease in pear trees by spectroscopy

Abstract: *Fire blight is the most destructive disease existing for pome fruit trees, being* Erwinia amylovora *bacterium the disease agent. It is considered a high-risk disease because it damages seriously, its ease of dispersion, and it has not curative treatments up until now, and the most preventive option to avoid its dispersion is burning the material affected and stablishing a quarantine period in the area. The trial was performed to this study was made with 20 pear trees, the inoculation process was carried out in half of them and measuring selected leaves during the time, following the change and disease evolution in spectral data and visually. In this experiment one of the goals is to differentiate healthy and inoculated trees using spectroscopic techniques. Processing field data done, a principal components analysis was made, and spectral ranges and specific spectral values showing significant differences with infected trees were detected. An ANOVA made confirms that significant differences exist in the ratios created with spectral values. After data analysis and classification data through different qualifying methods that result in a hit rate, this technology is considered utile to progress in early detection of fire blight, before symptoms are presented.*

Keywords: *fire blight,* Erwinia amylovora*, pome fruit trees, spectroscopy.*

1. INTRODUCCIÓN

Las enfermedades en los árboles frutales causan pérdidas en la producción agrícola y amenazan la seguridad alimentaria, la integridad del ecosistema y a la sociedad (Zarco-Tejada *et al*., 2018). En la actualidad, el *fuego bacteriano* ha ido en aumento debido a las condiciones climáticas favorables para el desarrollo y propagación de esta enfermedad, la falta de recursos y de tratamientos curativos que frenen su avance. Las especies frutales con frutos con pepita son de gran interés en la comarca de El Bierzo (León, Castilla y León, España). Los frutales están experimentando la aparición cada vez más frecuente del fuego bacteriano, una enfermedad nefasta para los árboles. El primer registro de fuego bacteriano en España data de 1996 (de la Cruz-Blanco, 1996). Esta enfermedad se encontró en 1995 en manzanos de la sidra, al sur de la frontera con Francia, en Guipuzkoa, Euskadi (López *et al*., 1999).

El avance de esta enfermedad es muy rápido y desde sus orígenes se ha datado su evolución (Vanneste, 2000). La primera observación fue en Nueva York en 1780 (Denning, 1794). Desde el comienzo de su propagación del fuego bacteriano, se han utilizado distintas técnicas para identificar la enfermedad, así como el seguimiento de su avance para comprender el modo de propagación y sus catalizadores (Jock *et al*., 2002; Donat *et al*., 2005). Estudios anteriores utilizaron técnicas no invasivas para detectar la enfermedad comparando muestras sanas y enfermas, pero no se detectaron diferencias en el rango del infrarrojo cercano (Spinelli *et al*., 2006; Bagheri *et al*., 2017). Las diferencias en reflectancia entre plantas sanas y enfermas en el rango visible y el infrarrojo del espectro electromagnético se pueden usar como indicador de enfermedades (West *et al*., 2003).

Las ventajas de la espectroscopía son la no destrucción del material vivo, la rapidez de medición y las distintas formas de aplicarlo, desde manual a incluir filtros del rango de interés en drones (UAV) para detectarlo en grandes masas.

El objetivo del estudio es el diagnóstico temprano de árboles infectados por fuego bacteriano e identificar zonas del espectro (VIS y NIR) donde se diferencien las plantas enfermas antes de que los síntomas sean visibles.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Material vegetal

Para llevar a cabo el experimento se utilizaron 20 plantones certificados de la especie pera variedad conferencia (*Pyrus communis*) con pasaporte fitosanitario CE - ZPb2 y una altura media de 2 metros. El material vegetal tenía una altura y desarrollo suficiente para llevar a cabo la inoculación de la enfermedad. Se estableció como condición necesaria para llevar a cabo el experimento que los plantones tuvieran al menos 3 ramas desarrolladas, cada una a una altura suficiente.

2.2. Material de medición

El instrumento utilizado para realizar las mediciones de reflectancia fue un espectrorradiómetro portable ASD Field Spec 4 con el accesorio *plant probe* (Analytical Spectral Devices, Inc., Boulder, Colorado, USA). Como se tomaban medidas espectrales de las hojas, primero se ajustaba a la superficie de la hoja y tras comprobar que no quedaban huecos y que estaba bien posicionada, se medía. Debido a la fragilidad de las hojas y al objetivo de mantenerlas en unas condiciones óptimas a lo largo del proceso de medición, la persona que ajustaba el instrumento a la hoja únicamente se encargaba de ello, realizando las mediciones desde un ordenador conectado con el espectrorradiómetro. El resultado de cada medición fue un valor de reflectancia para cada longitud de onda entre 350 y 2500 nm, es decir, el rango visible, infrarrojo cercano e infrarrojo medio.

2.3. Diseño experimental

El ensayo se llevó a cabo en las instalaciones de la Universidad de León en el Campus de Ponferrada, donde se alinearon los 20 individuos, separando los 10 árboles de control (sanos) de los 10 plantones en los que se realizó la inoculación de la bacteria (enfermos). En cada uno de ellos se seleccionaron y etiquetaron 3 ramas, donde se marcó la hoja apical completamente desarrollada, y siguiendo la rama hacia el tronco, las dos siguientes. En la rama marcada se realizó la inoculación de la bacteria con un corte en la hoja tras introducir las tijeras en una solución acuosa con *Erwinia amylovora*. Las dos hojas siguientes fueron las que se midieron a lo largo del proceso de toma de datos, tanto en el haz como en el envés. Por lo tanto, cada individuo tenía 6 hojas definidas en las que se medía. Cada día de medición generaba 120 mediciones espectrales de árboles sanos y 120 de enfermos, observando el avance de la enfermedad en el tiempo (Figura 1).



***Figura 1**. Síntomas de infección de la enfermedad.*

Las mediciones se realizaron durante 16 días (Tabla 1) y se calibró el equipo antes de medir cada árbol. Se utilizó blanco de calibración (estándar para la sonda de contacto). El horario de las mediciones fue siempre entre las 9:00 y las 13:00 horas. En cada una de las mediciones se realizaba una fotografía de la rama completa para posteriormente evaluar y estimar el grado de infección de la enfermedad, diferenciándolo en no sintomáticas, peciolo, limbo y rama. Observando el avance de la enfermedad se definía el día "previo" al que la enfermedad era visible. Todos los datos tomados se clasificaron en las siguientes categorías: "no", haciendo referencia a la ausencia de la enfermedad; "previous", describiendo la medida tomada como exactamente la anterior a que se observara la enfermedad visualmente; "petiole", la enfermedad avanzando por el peciolo; "blade", con avance por la hoja; "stem", en la rama.

***Tabla 1**. Calendario de mediciones y síntomas.*

Medición	Fecha	Síntomas de infección
1	27/06/2018	No
2	28/06/2018	No
3	29/06/2018	No
4	02/07/2018	No
5	03/07/2018	Inicio nervio
6	04/07/2018	Nervio de hoja
7	06/07/2018	Hoja
8	09/07/2018	Hoja
9	10/07/2018	Peciolo
10	12/07/2018	Inicio rama
11	13/07/2018	Rama
12	16/07/2018	Rama
13	17/07/2018	2 hojas
14	18/07/2018	+2 hojas
15	23/07/2018	Rama completa
16	25/07/2018	Rama completa

2.4. Análisis de datos

Todos los datos espectrales se procesaron para conseguir homogeneizarlos y un mismo formato. Se verificó que las reflectancias de haz y envés fueron distintas. En el análisis solo se utilizaron las medidas en el envés, puesto que se verificó que las diferencias entre las signaturas espectrales de las hojas con y sin síntomas eran más notables. Para ajustar el formato, los datos exportados del espectrorradiómetro se sometieron a un preprocesamiento para obtener un formato legible por el programa utilizado para realizar el análisis. Se utilizó el software ViewSpect Pro6.0 (Analytical Spectral Devices, Inc., Boulder, Colorado, USA) para visualizar los datos, identificar posibles errores y para exportar los archivos de formato ascii. Para obtener valores promedio para cada fecha y tipo de medición (haz o envés) se utilizó el software SAMS 3.2 (Center for Spatial Technologies and Remote Sensing-CSTARS, University of California, Davis CA, USA).

Por último, se generó una base de datos con todas las signaturas espectrales. Con los datos ya procesados, se importaron al software Unscrambler (CAMO SOFTWARE AS, Oslo, Norway), para su análisis. Los análisis que se realizaron para intentar diferenciar las muestras sanas de las enfermas son normalización, Savitzky-Golay y SNV. Tras ello, se realizó un análisis de componentes principales

(PCA) para comprobar si existía un componente principal que es relevante para explicar las posibles diferencias. También se realizó el PCA sin tratamientos previos, para comprobar que los tratamientos no mejoraran lo inicial.

Para detectar si existían diferencias entre las medidas tomadas antes y después de la enfermedad se realizó una ANOVA en la que se rechaza la hipótesis nula de homogeneidad de varianzas. Los siguientes tests fueron utilizados: POST-HOC T2 de Tamhane, T3 de Dunnet, Games-Howel, C de Dunnet. Las clasificaciones para comprobar si un modelo puede distinguir entre un árbol asintomático y uno sano fueron un análisis Cluster (dos clases) y un análisis discriminante lineal (cinco clases).

3. RESULTADOS

Tras 29 días desde que se realizó la inoculación, la enfermedad avanzó hasta llegar al tronco, pasando por las hojas, peciolos y ramas. A los 7 días de inocular la enfermedad los primeros individuos presentaron síntomas de necrosis en el nervio de la hoja inoculada. La enfermedad avanzó a velocidades distintas en cada rama e individuo, y en alguna de ellas el fuego bacteriano no apareció. De los 10 árboles en los que se inoculó la enfermedad, esta solo se desarrolló y mostró síntomas en 8 de ellos. La aparición de la enfermedad también era distinta en función de la rama, y por lo tanto altura, del propio árbol. Solo en uno de los árboles aparecieron síntomas de fuego bacteriano en la rama etiquetada como “1”, es decir, en la más cercana al ápice del árbol y, por lo tanto, más joven. Las ramas más afectadas fueron las que se localizaban en posiciones bajas del tronco, las denominadas “2” y “3”.

La signatura espectral de todos los datos tomados (Figura 2) muestra que la reflectancia en las plantas sanas sube rápidamente en el extremo del rojo dentro del visible (680-750 nm), mientras que en las plantas con síntomas el cambio no es tan pronunciado. Es decir, el máximo a 765 nm decae en las enfermas, al igual que la reflectancia en el infrarrojo más cercano, mientras que a partir de la longitud de onda 1115 nm se mantiene o incluso crece, siendo la reflectancia en las plantas sintomáticas mayor.

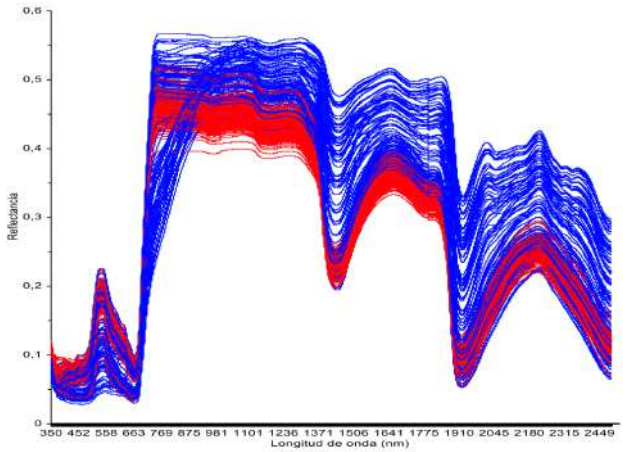


***Figura 2**. Signaturas espectrales medidas. En azul, las hojas que muestran síntomas*

El análisis de componentes principales devolvió unos resultados (Figura 3) que visualizaban las diferencias entre las signaturas espectrales de las muestras.

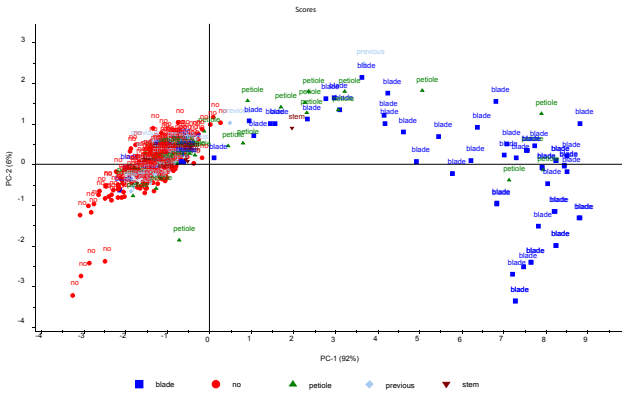


***Figura 3**. Gráfico de Scores PC-1 y PC-2 del análisis con todas las muestras medidas.*

Debido a que las diferencias en los Scores del análisis entre plantas con síntomas y sanas eran evidentes, se realizó otra PCA contrastando aquellas signaturas espectrales de las hojas sin síntomas visibles. Al realizar este análisis y representar las componentes principales 1 y 2 (Figura 4), no se diferencian claramente los distintos estadios de la enfermedad. No se pueden distinguir las muestras llamadas “previous” de las “no” sintomáticas, evidenciando la complejidad de detección tan precisa.

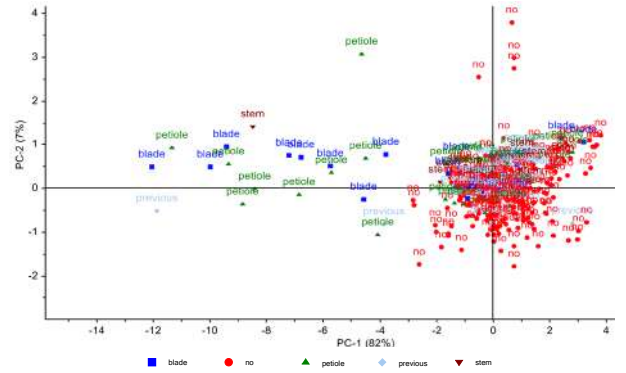


***Figura 4**. Gráfico de Scores de PC-1 y PC-2.*

Los valores de longitud de onda que tienen mayor peso en la primera componente principal (Figura 5) son los que tienen mayor valor en el gráfico de Loading de la longitud de onda correspondiente. Los valores con mayor peso fueron los usados para calcular los ratios, que en este caso se correspondía con los siguientes (se indica la longitud de onda en nm): 1408/382, 1408/680, 770/680, 1880/382, 1880/680 y 1880/1930.

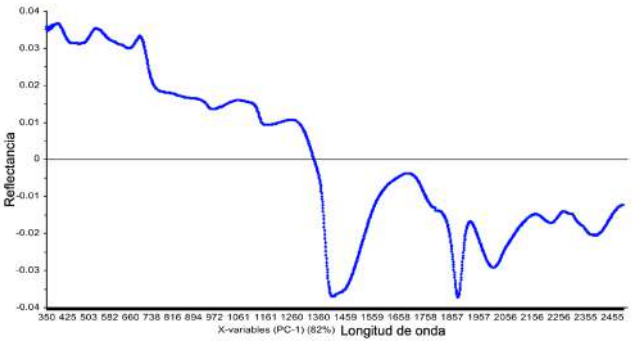


***Figura 5**. Gráfico de Loadings del PC-1.*

En la comparación de medias realizada con la ANOVA, aparecían diferencias significativas ($p<0,05$), por lo que las medidas tomadas antes y después son estadísticamente diferenciables. El resultado de los análisis clasificatorios (Tabla 2) define un número de aciertos y fallos.

***Tabla 2**. Resultado de las clasificaciones*

Concepto	Valor
• Análisis Cluster	
Predicción de asintomáticos entre "previous" y "no"	
Aciertos	17
Fallos	9
Tasa acierto	65%
Predicción general distinguiendo "previous" y "no"	
Aciertos	99
Fallos	145
Tasa acierto	40%
• Análisis discriminante lineal	
Aciertos	173
Fallos	183
Tasa acierto	48,6%

4. CONCLUSIONES

Los análisis realizados a los datos tomados en campo demuestran que existen diferencias significativas en el espectro de las hojas medidas con diferentes síntomas de la enfermedad. El trabajo prueba que mediante el PCA que se puede diferenciar a los árboles sanos y enfermos con los datos espectrales, pero lo realmente interesante es conseguir diferenciar las muestras sanas con las muestras catalogadas como "*previous*", ya que no presentan síntomas visuales.

La comparación del promedio de las reflectancias de plantas sanas y enfermas no permite la diferenciación, ya que la enfermedad no era regular y no evolucionó igual en cada uno de las ramas en las que se infectó. De esta forma, se estaban consiguiendo valores promediados más distorsionados en vez de más seguros, que era lo que se pretendía.

Los resultados del análisis de componentes principales muestran valores espectrales que tienen más peso en la capacidad de distinguir entre plantas sanas y enfermas. El análisis de varianzas utilizando ratios generados a partir de estos valores, determina que existen diferencias significativas entre las muestras.

El PCA que compara las muestras asintomáticas con las sanas muestra en su PC-1, una clara diferencia entre ambas. Las clasificaciones de muestras en base al global de mediciones resultan por encima de cualquier asignación al azar que se realizara. La tasa de acierto del análisis *cluster* en el que cada muestra ha de ser clasificada entre asintomática y sana, obtiene una tasa de acierto del 40%, similar a la tasa de acierto del 48,6% que obtiene la clasificación tras un análisis discriminante lineal. El modelo se podría mejorar aumentando el número de muestras con más individuos infectados para tener más datos en los diferentes estadios de clasificación y realizando una clasificación más exhaustiva previa al análisis.

5. BIBLIOGRAFÍA

Bagheri, N., Mohamadi-Monavar, H., Azizi, A., Ghasemi, A. 2017. Detection of Fire Blight disease in pear trees by hyperspectral data. European Journal of Remote Sensing, 51, 1, 1-10.

de la Cruz Blanco, J. 1996. Lucidencias climáticas y fytosanitarias en los cultivos españoles durante 1995. Phyntoma-Espana, 78, 22-27.

Denning, W. 1794. On the decay of apple trees. New York Society for the Promotion of Agricultural Arts and Manufacturers Transaction, 2, 219-222.

Donat, V., Biosca, E. G., Rico, A., Peñalver, J., Borruel, M., Berra, D., Basterretxea, T., Murillo, J., López, M. M. 2005. *Erwinia amylovora* strains from outbreaks of fire blight in Spain: phenotypic characteristics. Annals of Applied Biology, 146(1), 105-114. doi:10.1111/j.1744-7348.2005.04079.x

Jock, S., Donat, V., Lopez, M.M., Bazzi, C., Geider, K. 2002. Following spread of fire blight in Western, Central and Southern Europe by molecular differentiation of *Erwinia amylovora* strains with PFGE analysis. Environmental Microbiology, 4(2), 106–114. doi:10.1046/j.1462-2920.2002.00277.x

López, M.M., Gorris, M.T., Llop, P., Cambra, M., Borruel, M., Plaza, B., Roselló, M., García, P., Palomo, J.L. and Berra, D. 1999. Fire blight in Spain: situation and monitoring. Acta Hortic. 489, 187-192. doi: 10.17660/ActaHortic.1999.489.28

Spinelli, F., Noferini, M., Costa, G. 2006. Near infrared spectroscopy (NIRs): perspective of fire blight detection in asymptomatic plant material. Acta Hortic, 704, 87-90

Vanneste, J.L. (Ed.) 2000. Fire Blight: The Disease and its Causative Agent, *Erwinia amylovora*. CABI, Wallingford (UK)

West, J.S., Bravo, C., Oberti, R., Lemaire, D., Moshou, D., Mccartney, H.A. 2003. The potential of optical canopy measurement for targeted control of field crop diseases. Annual Review of Phytopathology, 41, 593-614. doi:10.1146/annurev.phyto.41.121702.103726

Zarco-Tejada, P. J., Camino, C., Beck, P. S. A., Calderon, R., Hornero, A., Hernández-Clemente, R., Kattenborn, T., Montes-Borrego, M., Susca, L., Morelli, M., Gonzalez-Dugo, V., North, P. R. J., Landa, B. B., Boscia, D., Saponari, M., Navas-Cortes, J. A. 2018. Previsual symptoms of *Xylella fastidiosa* infection revealed in spectral plant_trait alterations. Nature Plants, 4, 432–439.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 35-38. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Retos y puesta en marcha de los nuevos controles por monitorización de la PAC, una aproximación metodológica

Rodríguez-Álvarez, R.[(1)], Feliú-Bernárdez, F.[(1)], Gragera-Ibáñez, F.[(2)], Checa-Alonso, M.J.[(2)], Sánchez-Pastor, H.M.[(2)], Escudero-Barbero, M.R.[(2)]

[(1)] Subdirección General de Ayudas Directas, Fondo Español de Garantía Agraria (FEGA), Calle de la Beneficencia, 8, 28004 Madrid, España. rrodrigl@fega.es

[(2)] Tecnologías y Servicios Agrarios, S.A., S.M.E., M.P.(Tragsatec), C/ Julián Camarillo 6B, 28037-Madrid, España.

Resumen: La futura reforma de la PAC 2020 pretende dar un nuevo enfoque a los tradicionales controles de la PAC, de manera que se desarrolle un sistema universal basado en la monitorización de las parcelas agrícolas, entendido como tal el proceso de observación regular y sistemática de los compromisos que puedan ser monitorizados con datos Sentinel en toda la superficie declarada. Este abordaje implica un cambio de paradigma en el uso de la teledetección dentro del marco del control de las solicitudes de ayuda, fundamentado en el empleo de plataformas y en el procesado en la nube de las series temporales de imágenes. De forma voluntaria y desde 2019, los organismos pagadores pueden comenzar a sustituir gradualmente los tradicionales controles sobre el terreno de un 5% de los expedientes, por los controles por monitorización de la totalidad de los mismos. Este artículo explica los principales retos encontrados y la aproximación metodológica propuesta en el primer año de puesta en marcha de la monitorización, siguiendo las recomendaciones técnicas del Joint Research Centre de la Comisión Europea (JRC), así como los resultados de las pruebas de concepto realizadas sobre una zona piloto en Toledo.

Palabras clave: Sentinel, Política Agraria Común (PAC), monitorización.

Challenges and implementation of the new controls for monitoring the CAP, a methodological approach

Abstract: *The future PAC 2020 reform aims to improve the current sample approach, by means of the development of a universal system based on the monitoring of the agricultural parcels. The term monitoring refers to the continuous and systematic observation of commitments that can be supervised by Sentinel data. To address this issue it is necessary to change the current Remote Sensing paradigm towards cloud computing and temporal series analysis. Since 2019, the payment agencies can voluntarily start to step change from traditional on the spot checks on 5% of the expedients to monitor them all. The aim of this essay is to explain the encountered challenges and the proposed methodological approach for the first year of implementation. The methodology has been developed following the guidelines of the JRC and the proof of concepts were carried out in a pilot area in Toledo.*

Keywords: *Sentinel, Common Agricultural Policy, monitoring.*

1. INTRODUCCIÓN

El Fondo Español de Garantía Agraria (FEGA) es la autoridad competente, a nivel nacional, que garantiza el cumplimiento de la Política Agraria Común (PAC).

Actualmente, los controles de la PAC consisten en un control administrativo universal de las declaraciones, realizándose controles de campo sobre una muestra del 5% del total de las solicitudes.

El Reglamento de Ejecución (UE) nº 809/2014 de la Comisión establece las condiciones de uso de las técnicas de teledetección en los controles sobre el terreno y la obligatoriedad de la ejecución de controles de campo en todos los casos en que la fotointerpretación no arroje resultados claros.

Desde 1992, el Grupo Tragsa, por encargo del FEGA, viene realizando controles de campo sobre la muestra de las solicitudes de ayuda, empleando la teledetección como apoyo a los controles clásicos sobre el terreno (Reglamento de Ejecución (UE) 809/2014 de la Comisión).

El 22 de mayo de 2018, se aprobó el Reglamento de Ejecución (UE) nº2018/746 de la Comisión Europea (CE) que promueve la implantación de un nuevo sistema de control de las ayudas de la PAC, universal, continuo y sistemático, basado en la utilización de los datos Sentinel del programa europeo Copernicus y en el uso de las nuevas tecnologías (plataformas de servicios de datos espaciales, fotografías geoetiquetadas y autenticadas, etc). Asi surge el concepto de "controles por monitorización", cuyo objetivo último es simplificar y modernizar la PAC para la reforma del 2020. Los compromisos que no puedan ser monitorizados serán controlados en campo sobre una muestra del 5%.

Para que un organismo pagador pueda iniciar los controles por monitorización debe contar con:

- Un Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC), como referencia espacial, estable, actualizado y fiable.
- Un sistema de declaraciones gráficas que constituya la base para la realización y actualización de la declaración en formato electrónico (geometría y uso declarado en el año), así como para la aportación de pruebas complementarias.

Los principales retos planteados son:

- Desarrollar un sistema de monitorización, dentro de los sistemas de gestión de ayudas, que permita el seguimiento y evaluación de las solicitudes de ayuda y la comunicación con los agricultores.
- Desarrollar una metodología escalable a nivel nacional para el 100% de las solicitudes de ayuda. Lo que requiere de un sistema de monitorización "ligero", con una descarga mínima de datos y procesado en la nube.
- Analizar su aplicabilidad a los distintos regímenes de ayuda. Hasta el momento se han evaluado dos regímenes, pago básico (RPB, verificación de mantenimiento de la actividad agraria) y pago verde (RPV, verificación del producto declarado).

Este artículo resume la metodología y primeros resultados de monitorización del RPB tras diversas pruebas de concepto.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

La zona piloto se sitúa en la comarca de Escalona (Toledo), coincidente con una zona del Control de Ayudas por Teledetección de 2018, caracterizada por el gran número de productos declarados (más de 100), con representación de cultivos herbáceos y permanentes y en la que se disponía de datos de verdad terreno, empleados para la validación de las distintas pruebas de concepto realizadas.

2.1. Datos de partida

La información utilizada incluye:

- Líneas de declaración gráfica (LDG), unidad mínima de información que podrá ser modificada por el usuario a lo largo de la campaña agrícola. De ellas se obtiene la geometría de los recintos y los productos declarados.
- Datos Sentinel de los que se han derivado dos tipos de productos:
  - Imágenes para fotointerpretación en fechas clave y clasificaciones a nivel de pixel por escenarios (primavera y verano).
  - Señales: media y desviación estándar por LDG, con el fin de reducir al máximo el volumen de datos a almacenar y aligerar su análisis.

    Para la selección de los datos Sentinel más significativos se analizaron: Sentinel-1 (S1), valores de retrodispersión (*Ground Range Detected*) de las polarizaciones VH y VV y el ratio VH/VV; Sentinel-2 (S2), distintos índices relacionados con la actividad vegetativa (NDVI, SAVI, GNDVI), clorofila (MCARI), contenido en agua (NDWI) y discriminación del suelo (BSI). Finalmente, para S1, se seleccionaron los valores de retrodispersión de las imágenes de órbita descendente en polarización VH, por sus buenos resultados a la hora de discriminar entre tipos de cereal, y el ratio VH/VV, al permitir seguir el ciclo fenológico de los cultivos de una forma equivalente al NDVI (Devos, et al., 2018), complementándolo en zonas y fechas con alta cobertura nubosa.

    Para S2, se eligió el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI) por ser uno de los que mejores resultados arrojaba y uso más común.

  En ambos casos, los datos Sentinel son seleccionados y procesados en *Google Earth Engine* (GEE) y almacenados en la nube (*Google Cloud Storage*) hasta su procesado en local. Aunque las imágenes corregidas atmosféricamente son más adecuadas los niveles BOA (bottom of atmosphere) de S2 no estaban disponibles en GEE en el momento en el que se realizó este estudio. Sin embargo, la corrección atmosférica no es siempre un prerrequisito para hacer clasificaciones, especialmente cuando se trabaja con índices normalizados (Song et al., 2001).
- Las dos fechas más recientes de ortofoto PNOA: 2012 y 2015.
- Uso SIGPAC 2018. Se analizaron 888 recintos.

2.2. Sistema de monitorización

El sistema de monitorización propuesto consta de dos fases, una automática que evalúa periódicamente el conjunto de LDG y otra asistida en la que se analizan las LDG dudosas.

El sistema de monitorización automático comprende las siguientes funcionalidades:

- Recopilación y actualización de las LDG a lo largo Lade la campaña agrícola hasta el cierre de las declaraciones.
- Descarga y actualización a lo largo de la campaña agrícola de los valores estadísticos derivados de las imágenes Sentinel. A estos datos se les denomina señales.
- Análisis de las LDG y obtención de alertas, visualizadas mediante un sistema de luces "semáforo": Rojo, los datos de la declaración son discrepantes con el compromiso exigido para esa línea de ayuda; Amarillo, existen dudas sobre la validez de la LDG, informando de ello al agricultor y requiriéndole información adicional; Verde, la LDG es correcta.

La evaluación automática de las solicitudes se almacena en una base de datos (PostgreSQL y PostGIS) conectada al sistema de monitorización.

Una vez obtenido el semáforo automático y sólo para las LDG dudosas (amarillas), se realiza un análisis asistido por "juicio experto", siempre y cuando su impacto económico sea mayor a 50€ a nivel de beneficiario (Devos et al., 2018). El impacto económico se calcula a nivel de beneficiario (no de LDG), teniendo en cuenta criterios financieros para el conjunto de regímenes y medidas a las que se han solicitado ayudas, según establece la Comisión Europea.

En el análisis por juicio experto se tiene en cuenta, además de los resultados obtenidos en la evaluación de la LDG en el proceso automático, la información proporcionada por el agricultor, información complementaria (fotografías geoetiquetadas, facturas de fertilizantes, etc) e información derivada de las imágenes que ayuden a seguir el desarrollo del cultivo y clasificaciones a nivel de píxel de finales de primavera y de verano.

2.3. Evaluación automática de las LDG dentro del sistema de monitorización para pago básico

En la evaluación automática de las solicitudes de ayuda para el RPB, se verifica la existencia de actividad agraria por LDG. Es decir, que no sea ni un improductivo, ni un forestal, ni esté en situación de abandono. Las superficies transformadas a improductivos y forestales se extraen del uso SIGPAC.

La figura 1 muestra el esquema simplificado de la metodología automática para la monitorización del pago básico en la tierra agrícola (usos de tierra arable y cultivos leñosos de SIGPAC).

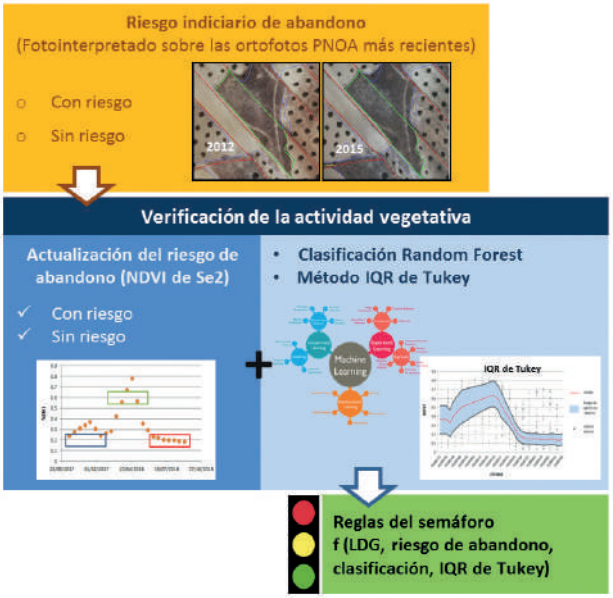


***Figura 1**. Esquema de monitorización automática para el RPB.*

La metodología sigue las recomendaciones del JRC, centrada en el uso de señales y de marcadores, parametrización de las señales de acuerdo a la fenología de los distintos productos declarados (Devos et al., 2018). Debido a la gran diversidad de cultivos y zonas agroclimáticas existente en España ha sido necesario ampliar el sistema de monitorización adaptándolo de manera que:

- Como información previa a la campaña agrícola, se obtiene un riesgo indiciario de abandono que es determinado mediante fotointerpretación de las dos ortofotos PNOA más recientes. De esta forma se distinguen tres niveles de riesgo: Riesgo alto, sin actividad agrícola en las dos ortofotos; Riesgo medio, sin actividad en la última ortofoto y Sin riesgo, con actividad en las dos ortofotos.
- La determinación de los posibles abandonos, se realiza en dos fases, una primera en la que se actualiza el riesgo indiciario de abandono teniendo en cuenta la LDG (geometría y producto declarado) y la evolución de la actividad vegetativa observada con Sentinel durante la campaña, de acuerdo a la fenología de los distintos grupos de cultivo (herbáceos de primavera, verano, leñosos, etc). De esta forma las LDG con signos de labrado (actividad agraria) se actualizan a "sin riesgo".
- A continuación, con el propósito de afinar la discriminación de los abandonos, se lleva a cabo una clasificación tipo *Machine Learning* a nivel de LDG, a partir de los productos declarados, el uso SIGPAC y los estadísticos derivados de Sentinel. Tras varias pruebas, los mejores resultados se obtuvieron con el algoritmo *Random Forest* (Breiman, 2001) implementado en lenguaje R. En las clasificaciones con *Random Forest* se empelaron 201 árboles con un 66,6% de la muestra como entrenamiento y un 33,3% como validación. Además, se calculan los valores anómalos por producto declarado, aplicando el método IQR de Tukey. La combinación de ambos procesos permite comparar cada LDG, tanto con el resto de productos existentes en la zona (clasificación), como con las declaradas del mismo producto (IQR de Tukey).

  La clasificación se utiliza, además, en la evaluación del RPV, en la que se requiere validar el producto declarado.

Finalmente se obtiene el semáforo automático por LDG, en el que se tiene en cuenta el producto declarado, su riesgo de abandono, el producto clasificado, la probabilidad de pertenencia del producto clasificado y la proporción de valores anómalos según el IQR de Tukey.

3. RESULTADOS

Los resultados obtenidos para el RPB en la zona piloto, sobre una muestra de 888 recintos, con información sobre el riesgo indiciario de abandono, y su validación con los datos de campo procedentes del Control de Ayudas, se muestran en la Tabla 1. Para la validación se han considerado abandonadas aquellas LDG con más del 80% de su superficie abandonada.

***Tabla 1**.Validación de resultados de monitorización de pago básico en la zona test.*

USO SIGPAC	Semáforo PB	Resultados Control Ayudas		Nº LDG	Errores
		No abandonado	Abandonado		
Tierra arable	Verde	343	8	351	2%
	Amarillo	31	49	80	
	Rojo	2	30	32	6%
Cultivos permanentes	Verde	299	22	321	7%
	Amarillo	21	52	73	
	Rojo	7	24	31	23%
TOTALES		703	185	888	

El porcentaje de dudosos, amarillos, que necesitarían información complementaria para su resolución representan el 17% (80+73 LDGs). Este porcentaje se considera asumible para su evaluación por juicio experto, aun sin haber tenido en cuenta el impacto económico que lo reduciría aún más.

En cuanto a los dos tipos de errores que se producen:

- Falsos rojos (error α), LDG correctas, identificadas en monitorización como no compatibles con la ayuda solicitada.
- Falsos verdes (error β), LDG incorrectas o con usos no compatibles con la ayuda solicitada y que en la monitorización se dan como válidas.

Los porcentajes de falsos verdes y falsos rojos (números en rojo en la Tabla 1) para los cultivos herbáceos, se consideran aceptables (2% y 6% respectivamente),

mientras que para los leñosos son bastante más altos (7% y 23% respectivamente) debido a su mayor heterogeneidad en la respuesta espectral.

4. DISCUSIÓN

La principal dificultad encontrada para la línea de ayuda de pago básico, ha sido la identificación de los abandonos, al tratarse de transformaciones graduales en la composición de la vegetación (incremento progresivo de plantas plurianuales) que, frecuentemente, afectan solo a un porcentaje del recinto (zonas marginales con pendiente elevada, mayor pedregosidad, peor suelo,…).

En las distintas pruebas de concepto realizadas, se comprobó que la evolución temporal del NDVI para los cultivos en secano de invierno (especialmente los que realizan manejo con mínimo laboreo), barbechos, pastizal y abandonos son similares. En el caso de los leñosos la dificultad se ve incrementada, debido a que su respuesta está condicionada por el marco de plantación, manejo de la vegetación en las calles, etcétera.

Ni siquiera el análisis multitemporal con 5 campañas, realizado a partir de Landsat, ha permitido observar un cambio en la tendencia del NDVI que haga posible identificar claramente los abandonos.

Además, la resolución espacial de Sentinel resulta insuficiente para detectar estos cambios en la composición y textura de los recintos, especialmente para leñosos.

Por todo ello, las recomendaciones del JRC para la identificación de los abandonos, han sido adaptadas a la complejidad del paisaje agrario español, diseñándose un sistema que introduce un marcador indiciario de abandono al principio de la campaña, basado en las ortofotos PNOA, que se actualiza de forma continua mediante un marcador genérico de actividad vegetativa, basado en el NDVI, y otro específico apoyado en clasificadores de tipo *Machine Learning* e IQR de Tukey.

5. CONCLUSIONES

La puesta en marcha de la monitorización, como nuevo sistema de control de la PAC, supone un refuerzo de la teledetección como fuente de datos universal, homogénea y periódica.

La implantación progresiva de la monitorización implica cambios en la forma de trabajo hacia sistemas distribuidos, utilizando servicios de procesado y almacenamiento en la nube. La CE y la ESA han financiado el desarrollo de las plataformas DIAS (*Data and Information Access System*) cuyos servicios ofrecen diversos consorcios privados. En los próximos meses se irán implementando y probando sus funcionalidad para la monitorización de la PAC.

La monitorización también supone un gran reto para sus beneficiarios, los agricultores, obligándoles a una mayor implicación en el sistema de ayudas y a adoptar nuevas herramientas, como es el caso de las fotos geoetiquetadas como prueba de cumplimiento.

6. BIBLIOGRAFÍA

Breiman L. Random Forests. Machine Learning. 2001; 45:5-32

Devos W. et al. Discussion document on the introduction of monitoring to substitute OTCS, 2017, ISBN 978-92-79-74279-8, doi: 10.2760/258531

Devos W. et al. 1st draft of the technical guidance on the decision to go for substitution of OTCS by monitoring. 2018. JRC Thechnical reports. In press.

Devos W. et al. 2nd discussion document on the introduction of monitoring to substitute OTCS: rules for processing application for the 2018-2019 (draft). 2018. JRC Thechnical reports. In press.

Song C., Woodcock C.E., Seto K.C., Lenney M.P., Macomber S.A. Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects?. Remote sensing of Environment. 2001 Feb 1;75(2):230-44.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 39-42. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Detección de zonas potenciales de cría de la langosta del desierto (*Schistocerca gregaria*)

Gómez, D., Salvador-González, P., Sanz-Justo, J., Casanova-Mateo, C., Casanova-Roque, J.L.
(1) LATUV, Edificio I+D, 47011-Valladolid. España. diego@latuv.uva.es

Resumen: La langosta del desierto (*Schistocerca gregaria*) ha sido un problema para la agricultura desde la antigüedad. Para prevenir y mitigar sus efectos negativos un paso fundamental es el de localizar las zonas de cría y así tomar medidas antes de que surja la plaga. Numerosos trabajos atacan el problema basándose en información de precipitación e índices de vegetación obtenidos mediante observación remota, sin embargo esta aproximación al problema presenta limitaciones en zonas áridas o semiáridas. En este trabajo exploramos la relación entre el producto de humedad del suelo ESA CCI SM y la presencia de ejemplares jóvenes (sin alas) de langosta del desierto. Para este propósito se han empleado dos algoritmos de aprendizaje automático para evaluar la presencia de estos individuos y la humedad en diferentes intervalos temporales. El algoritmo que presentó resultados más precisos fue el *random forest*, mostrando que una zona es potencialmente adecuada para la cría si el mínimo de humedad del suelo está por encima de los 0,07 m^3/m^3 durante 6 o más días seguidos.

Palabras clave: Langosta del desierto, aprendizaje automático, humedad del suelo.

Detection of potential desert locust breeding areas (Schistocerca gregaria)

Abstract: *Desert locusts have been a problem for agriculture since ancient times. To prevent and mitigate its negative effects, a fundamental step is to locate the breeding areas and take action before the plague arises. Numerous works attack the problem based on precipitation information and vegetation indices obtained by remote observation; however this approach to the problem has limitations in arid or semi-arid zones. In this paper we explore the relationship between the soil moisture product ESA CCI SM and the presence of young (wingless) desert lobster. For this purpose two automatic learning algorithms have been used to evaluate the presence of these individuals and the humidity in different time intervals. The algorithm that presented the most accurate results was the random forest, showing that an area is potentially suitable for breeding if the minimum soil moisture is above 0.07 m^3/m^3 for 6 or more days in a row.*

Keywords: *Desert Locust, machine learning, soil moisture.*

1. INTRODUCCIÓN

Las plagas de langosta del desierto han sido un problema desde la antigüedad y periódicamente han causado una gran devastación sobre las comunidades locales en los países del norte de África y Oriente Medio afectando las economías locales y las condiciones de vida, disminuyendo la producción de rendimiento en áreas con escasez agua condiciones climáticas extremas. A pesar de las numerosas plagas a lo largo de la historia, los esfuerzos para controlar su población han sido en vano, al menos hasta finales del siglo XX.

Schistocerca gregaria o langosta del desierto es un insecto que pertenece a la familia Acrididae y tiene tres etapas principales a lo largo de su ciclo de vida: huevo, saltamontes y adulto. Las hembras ponen sus huevos cuando se cumplen ciertas condiciones de humedad del suelo a una profundidad de 5 a 10 cm (Uvarov, 1977). Dependiendo de algunas variables ambientales como la humedad del suelo (SM), temperatura, o viento, el desarrollo del huevo puede durar entre 10 y 65 días (Pedgley, 1981). La ninfa recién nacida muda de cinco a seis veces a medida que su cuerpo crece para preparar al individuo para volar y reproducirse, después de la última muda, los nuevos adultos ya tienen alas, aunque todavía son demasiado débiles para volar. La siguiente etapa es el adulto inmaduro, con todas las capacidades para volar. En la última fase, esos adultos llegan a ser sexualmente maduros y capaces de criar y poner huevos completando así el ciclo (Symmons y Cressman, 2001).

Algunos autores han propuesto el uso de plataformas de detección remota para monitorear áreas de cría de langostas, en general, grandes extensiones e inaccesibles (Tuker *et al.,* 1985), y que suelen ocurrir lejos de los cultivos. Productos de teledectección como índices de vegetación y precipitaciones se han utilizado para derivar potenciales hábitats de saltamontes y langostas a través de plataformas satelitales como LANDSAT, NOAA, Meteosat, SPOT, TERRA o AQUA. Las organizaciones internacionales como el Servicio de Información sobre la Langosta del Desierto (DLIS) de la FAO han estado utilizando métodos de observación de la Tierra desde 1980 para evaluar las condiciones ambientales favorables a la langosta del desierto (Latchininsky *et al.,* 2017). Sin embargo, el monitoreo en ambientes áridos puede presentar algunas limitaciones. La vegetación suele ser escasa y las características geomorfológicas no siempre están bien identificadas. El índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) en estos entornos es altamente sensible al ruido del fondo del suelo.

Las estimaciones de humedad del suelo mediante plataformas satelitales se presentan como una herramienta muy útil para superar la alta incertidumbre de la precipitación en áreas áridas y semiáridas, mejorando la probabilidad de predicción de la langosta.

El objetivo de este estudio es identificar las condiciones de humedad del suelo adecuadas para los huevos de langosta del desierto, así como en la fase de saltamontes solitarios. Se han utilizado modelos de distribución de especies para determinar la relación entre la humedad del suelo y langosta del desierto en Mauritania durante el período desde 1985 hasta 2015.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio y materiales

El área de estudio de este trabajo es el país de Mauritania localizado al oeste del continente africano. Esta elección se debe por ser una de las áreas de recesión de cría de langosta del desierto. Tiene una extensión de 1.030.700 km^2 con vastas extensiones de áridas y un solo río permanente, el río Senegal.

Para este estudio se han empleado los datos de campo recogidos en la base de datos *Schistocerca WARning and Management System* (SWARMS) gestionada por la FAO. Contiene avistamientos geolocalizados de toda la región para cada fase del ciclo de vida de la langosta. Esta base de datos contiene un total de 12027 avistamientos de langosta en fase de saltamontes durante el periodo desde 1985 hasta 2015.

El producto de humedad del suelo empleado en este estudio es el ESA CCI SM v03.2. Es un producto multiplataforma de humedad del suelo generado en el contexto de la Iniciativa de Cambio Climático (CCI) de la ESA (Dorigo *et al.,* 2017).

3. MÉTODOS

Se han extraído las coordenadas y fecha de observación de las crías de saltamontes en fase solitaria de la base de datos SWARMS. Aunque la base de datos tiene algunos registros de ausencia, no se han usado por estar muy desequilibrados en comparación con las presencias. Por esta razón se generó de forma aleatoria una cuadrícula de "pseudo-ausencias" (Zaniewski *et al.,* 2002). Las muestras de pseudo-ausencia se calcularon basándose en dos principios. Primero, se ubicaron dentro de un radio de más de 50 km de la presencia de langosta del desierto, con el objetivo de seleccionar áreas con potencialidades ambientales y geofísicas y reducir el sesgo geográfico. En segundo lugar, a cada ubicación de pseudo-ausencia se le asignó una fecha en el intervalo temporal desde 1985 a 2015) Estos puntos de pseudo-ausencia se generaron de forma aleatoria, ponderados a las presencias para predecir la ocurrencia o distribución de las especies.

La duración de los ciclos de vida de la langosta es variable, dependiendo de las condiciones ambientales del hábitat. Sin embargo, asumimos las siguientes premisas para crear las variables en nuestro estudio. Los huevos se colocan a una profundidad de 5 a 10 cm, y el período de incubación del huevo puede variar de 10 a 65 días. Después de la eclosión, la fase de la ninfa puede durar entre 24 y 95 días desde que se puso el huevo. Por lo tanto, bajo las circunstancias ambientales más severas, el tiempo máximo esperado de desarrollo de huevo a saltamontes sería de 95 días. La base de datos SWARMS registra la fecha y la fase del avistamiento pero no la edad de cada individuo, por lo que hemos establecido hasta 95 días antes del avistamiento. La Figura 1 muestra la secuencia del método propuesto como un diagrama de flujo.

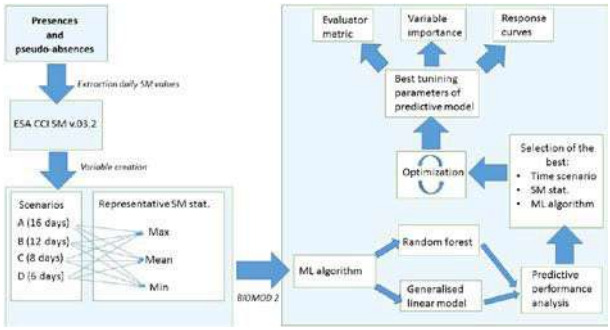


Figura 1*. Diagrama de flujo para el desarrollo del algoritmo de detección.*

Dadas las coordenadas de cada registro de presencia y pseudo-ausencia, el valor de humedad relativa diario se extrajo en función de la fecha de observación o asignada, hasta 95 días atrás. Los valores de humedad del suelo diarios se generaron variables en diferentes intervalos de tiempo (16, 12, 8 y 6 días) y evaluamos el rol de cada una en el modelo. Con este método, nuestro objetivo es cubrir y diferenciar los eventos críticos en el ciclo de vida de la langosta, como la puesta de huevos, la incubación de huevos y las etapas iniciales de los individuos de la fase ninfa. De cada periodo se han calculado los valores mínimos, medios y máximos de para obtener un valor representativo de dicho período.

En este estudio, se ha utilizado la herramienta BIOMOD2 (Thuiller *et al.,* 2010) implementada para el software R. Las dos técnicas escogidas para la creación de los modelos de aprendizaje automático fueron el modelo lineal generalizado (GLM) y *random forest* (RF). A la hora de evaluar la precisión de los modelos se emplearon los indicadores: curvas ROC, índice KAPPA y TSS.

Para cada ejecución se selecciona el algoritmo de mejor rendimiento con el mejor escenario temporal y la estadística representativa de los valores de humedad del suelo. Utilizamos las curvas de respuesta para evaluar la predicción del modelo, que son independientes del algoritmo utilizado. Las curvas de respuesta permiten comparar la probabilidad de presencia basado en las métricas ROC, TSS y Kappa con las variables utilizadas en el modelo. También se analiza la contribución de cada variable al modelo final, cuanto mayor sea el valor, más influyente será la variable en el modelo. Un valor de 0 significa ninguna influencia en absoluto. El objetivo es evaluar las probabilidades de presencia de langostas del desierto para ubicar posibles áreas de reproducción, en función de las condiciones de humedad del suelo.

4. RESULTADOS

Sobre el conjunto de datos reservados para la evaluación del modelo se obtuvieron los indicadores ROC, TSS y KAPPA. Los resultados mostraron que RF obtuvo el mejor rendimiento para nuestro estudio. Las puntuaciones más altas se obtuvieron cuando el intervalo de tiempo fue de 6 días y el valor de humedad del suelo representativo del

periodo fue el valor mínimo. El algoritmo de RF obtuvo un rendimiento alto o muy bueno con respecto a ROC-AUC con 0,95 y un buen rendimiento para las estadísticas Kappa y TSS con 0,75. La sensibilidad y especificidad fue superior al 87%. Se encuentran valores ligeramente más bajos cuando se utilizan los valores de humedad del suelo máximos o medios en el intervalo de tiempo de 6 días, lo que demuestra la idoneidad de agrupar los datos en este intervalo temporal. El escenario de 16 días obtuvo el peor resultado del modelo cuando se usaron valores de humedad del suelo medios como representativos del intervalo de tiempo. Sin embargo, este escenario aún obtuvo un rendimiento razonable de 0,6 para estadísticas de TSS y KAPPA, y ROC 0,90 cuando se usa el valor mínimo de humedad del suelo. El rendimiento del modelo aumenta cuando el intervalo de tiempo de las variables se reduce y el valor humedad del suelo representativo es el mínimo para dicho período. Por lo tanto, sugerimos los valores mínimos de humedad del suelo durante un período de 6 días para predecir las presencias de saltamontes solitarios.

Las variables más relevantes para el modelo de resultados fueron SM1, SM2, SM3 y SM4, que representan los valores mínimos obtenidos entre 95 y 90, 89 y 84, 83 y 78, 77 y 72 días antes del registro de observación, respectivamente. La Figura 2 indica el impacto de estas variables (en su mayoría más del 10%) en comparación con el resto, que no superan el 5% por cada una.

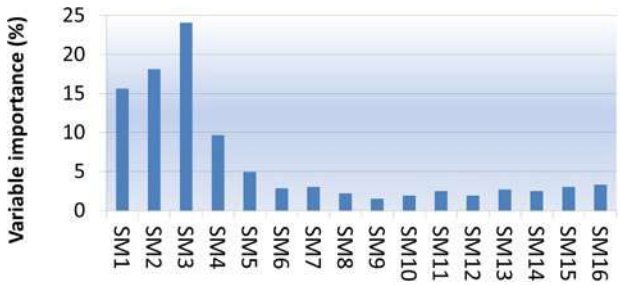


***Figura 2**.Tanto por ciento de importancia en el modelo para cada variable.*

La Figura 3 muestra las curvas de respuesta de las cuatro variables más relevantes que tienen más del 5% de importancia.

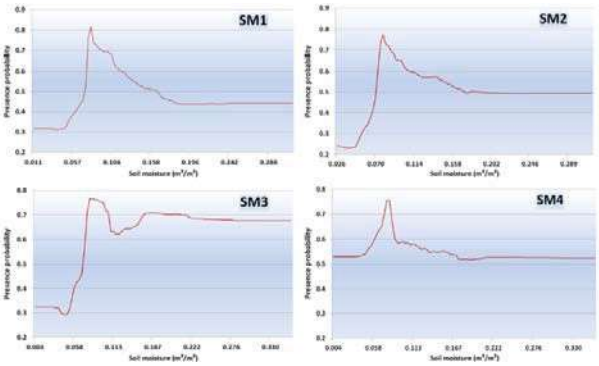


***Figura 3**. Curvas respuesta para las variables SM1, SM2, SM3 y SM4 del modelo RF.*

Las gráficas sugieren algunos umbrales potenciales del contenido de humedad del suelo para aumentar la probabilidad de presencia. Los valores mínimos adquiridos durante SM1, SM2, SM3 y SM4 denotan una influencia positiva en las ocurrencias de individuos. Se observa que el rango de valores de en el que la probabilidad de presencia es superior a 0,5 varía. Las probabilidades de presencia tienden a mantenerse constantes en 0,5 cuando los valores alcanzan 0,15 m^3/m^3 para SM1, SM2 y SM4. SM3 mantiene una alta probabilidad sobre tal cifra. Sin embargo, existe una tendencia común de 0,07 (m^3/m^3) para aumentar la probabilidad de presencia dentro de los 72 y 95 días posteriores.

5. CONCLUSIONES

Este trabajo se basa en el producto ESA CCI SM, el conjunto de datos humedad del suelo más completo y coherente disponible hasta la fecha. Se ha utilizado un enfoque de aprendizaje automático para evaluar la relación entre las presencias de la langosta del desierto y las condiciones de humedad del suelo anteriores al avistamiento. Este estudio ha confirmado la solidez de la metodología aplicada, donde se utilizaron 30 años de registros de langosta y valores de humedad del suelo para alimentar el modelo.

Los valores mensuales de SM sugieren una correlación espacial con las áreas de reproducción habituales en Mauritania. Hasta ahora, los sitios adecuados para la langosta del desierto se han delimitado principalmente en función de las estimaciones de lluvia. Sin embargo, algunas publicaciones marcan la alta sobreestimación de estos productos en regiones secas. Por lo tanto, sugerimos el uso del producto ESA CCI SM para superar ese problema, ya sea para complementar otros productos de lluvia o para sustituirlos en ciertos casos de alta incertidumbre.

Se ha modelado cuantitativamente la relación entre las presencias de saltamontes y humedad del suelo en diferentes escenarios y variables. El mejor rendimiento del modelo fue obtenido por RF, cuando se utiliza el valor mínimo de humedad del suelo dentro del intervalo de 6 días, para un tiempo máximo de 95 días antes de la fecha de observación. La fase de validación reconoció la idoneidad de esta metodología para identificar presencias de saltamontes con un ROC de 0,94 y TSS y Kappa de 0,74. Cuando el valor mínimo de humedad del suelo de una ubicación determinada supera los 0,07 m^3/m^3 durante 6 días o más, el área se vuelve favorable como zona de reproducción. La importancia de las variables mostró que las variables más relevantes del modelo cubrirían entre 95 y 72 días antes del registro de observación. Esto implica, como se destacó en otros trabajos, que ciertos niveles de humedad del suelo deben mantenerse a lo largo del tiempo no solo para la puesta de huevos, sino también para el desarrollo y la incubación. Por lo tanto, los períodos de monitoreo deben durar más de 6 días en esas áreas favorables para un desarrollo y eclosión exitosos del huevo.

6. BIBLIOGRAFÍA

Dorigo W. *et al.,* "ESA CCI soil moisture for improved earth system understanding: state-of the art and future directions," Remote Sens. Environ. 203, 185-215 (2017).

Latchininsky A. *et al.,* "Applications of remote sensing to locust management," in Land Surface Remote Sensing, N. Baghdadi and M. Zribi, Eds., pp. 263–293, Elsevier, San Diego (2017).

Pedgley, D. 1981. Desert Locust Forecasting Manual (Volume 1 of 2), Centre for Overseas Pest Research, London.

Symmons P.M., K. Cressman. 2001. Desert Locust Guidelines: Biology and Behaviour, FAO, Rome.

Thuiller W., B. Lafourcade, and M. Araujo, "ModOperating manual for BIOMOD," in BIOMOD: Species/Climate Modelling Functions, W. Thuiller and B. Lafourcade, Eds., (2010)

Tucker C.J., J.U. Hielkema, J. Roffey, "The potential of satellite remote sensing of ecological conditions for survey and forecasting desert-locust activity," Int. J. Remote Sens. 6(1), 127–138 (1985).

Uvarov, B. 1977. Grasshoppers and Locusts. A Handbook of General Acridology, Vol. 2. Behaviour, Ecology, Biogeography, Population Dynamics, Centre for Overseas Pest. Research, London .

Zaniewski A.E., A. Lehmann, J. McC Overton, "Predicting species spatial distributions using presence- only data: a case study of native New Zealand ferns," Ecol. Modell. 157(2–3), 261–280 (2002).

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 43-46. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Seguimiento del crecimiento de la alfalfa mediante la constelación de satélites Sentinel 2 y Landsat 8

Rodríguez, A.[(1)], Bodas, V.[(2)], Calera, A.[(1)]
[(1)] Universidad de Castilla La Mancha, 02071 Albacete, España. antonio_claas@hotmail.com
[(2)] AgriSat Iberia, 02007, Albacete, España.

Resumen: Hasta la fecha se ha conseguido gran diversidad de aplicaciones agrícolas a través de la Teledetección y, concretamente, a partir de las series temporales de imágenes multiespectrales de satélite, a las que se accede de forma libre y gratuita. Sin embargo, uno de los problemas que surgían era la insuficiente densidad de imágenes para poder realizar un seguimiento adecuado de los cultivos de crecimiento rápido, como es la alfalfa, cuyo ciclo presenta una duración de 25-30 días. No obstante, este inconveniente queda superado desde el año 2017 gracias a la incorporación del satélite Sentinel 2B a la constelación formada por Landsat 8 y Sentinel 2A. Estos tres satélites permiten conseguir resoluciones temporales de hasta 1 imagen cada 3 días. A partir de los valores del Índice de Vegetación por Diferencia Normalizado (NDVI), extraídos de las imágenes y aplicando métodos de interpolación monotónica para estimar el valor de NDVI a escala diaria, en este trabajo se ha demostrado que es posible lograr la definición de los ciclos de cultivos de crecimiento rápido a partir de sus valores diarios de NDVI. A partir de ello, también se ha abordado el cálculo de la integral numérica de NDVI en el tiempo, a lo que se denomina integral en el tiempo del NDVI (TI-NDVI), relacionado con la acumulación de biomasa. Además, se ha analizado su crecimiento en función de otras escalas temporales además del "día juliano", como la temperatura, a través de la escala "grados-día", la demanda evaporativa de la atmósfera, a través del parámetro "Evapotranspiración de Referencia", y la radiación solar a través del parámetro "Radiación Solar Fotosintéticamente Activa (PAR)". Así, se cuenta con un conocimiento base de la alfalfa que permitirá aplicaciones posteriores como la estimación de producción de biomasa a nivel de parcela.

Palabras clave: series temporales NDVI, ciclos alfalfa, escalas temporales, interpolación.

Monitoring alfalfa growth through the satellite constellation Sentinel 2 and Landsat 8

Abstract: *Currently, a great diversity of agricultural applications has been achieved through remote sensing and, specifically, from the time series of multispectral satellite images, which are accessed freely and free of charge. However, one of the main problems was the insufficient density of available images to carry out an adequate follow-up of fast-growing crops, such as alfalfa, whose cycle lasts 25-30 days. However, this problem has been overcome since 2017 thanks to the incorporation of the Sentinel 2B satellite into the constellation formed by Landsat 8 and Sentinel 2A. These three satellites allow to obtain temporal resolutions of up to 1 image every 3 days. From the values of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) extracted from the images and applying monotonic interpolation methods to estimate the value of NDVI in those dates not available, the objective of this work is to demonstrate that it is possible to achieve the definition of growth crop cycles from their daily NDVI values. Based on this, the calculation of the numerical integral of NDVI over time has also been addressed, which is called integral over time of the NDVI (TINDVI), related to the accumulation of biomass. Furthermore, its growth has even been analyzed depending on other time scales besides the "Julian day", such as temperature, through the "Growing Degree Day" scale, the evaporative demand of the atmosphere, through the parameter "Reference Evapotranspiration", and solar radiation at through the parameter "Photosynthetically Active Solar Radiation (PAR)". Thus, there is a basic knowledge of alfalfa that will allow subsequent applications such as the estimation of biomass production at the plot level.*

Keywords: *NDVI temporal series, alfalfa growth cicles, temporal scales, interpolation.*

1. INTRODUCCIÓN

La alfalfa es una planta leguminosa forrajera destacable dentro de su grupo, debido a su proteína de gran calidad, vitaminas, minerales y fibra. Su composición la convierte en un alimento ideal para el ganado.

Dada su importancia, a lo largo del tiempo diversos autores han tratado de estudiar su crecimiento y desarrollo, como Kalu y Fick, (1983), que relacionaron el desarrollo morfológico y la fenología con la calidad de la alfalfa; o Noland et al., (2018), que incorpora la radiometría de campo para el seguimiento de la biomasa, a través del Índice de Vegetación por Diferencia Normalizada (NDVI). La forma más común de obtener estos parámetros espacialmente distribuidos es mediante sensores montados a bordo de vehículos aéreos no tripulados (*unmanned aerial vehicle*, UAV) y radiómetros manuales. Sin embargo, también es posible obtenerlos a partir de las series temporales de imágenes multiespectrales que ofrecen los satélites actuales.

Dado que la alfalfa tiene un ciclo de crecimiento de 25-30 días, es necesario contar con una resolución temporal de imágenes elevada, lo que se puede conseguir gracias a la reciente incorporación del satélite Sentinel 2B a la constelación Sentinel 2, y junto a Landsat 8. Esta situación supone una gran facilidad al poder definir los ciclos

mediante de índices de vegetación como el NDVI. Con ello se cuenta con una herramienta clave para desarrollos como la estimación de la producción.

Así, el objetivo de este trabajo es aprovechar la constelación actual de satélites para evaluar la capacidad de definir los ciclos de crecimiento anuales de la alfalfa a partir de las series temporales de imágenes multiespectrales que éstos ofrecen, con ayuda de métodos de interpolación, y estudiar cómo varían los ciclos al expresarlos en distintas escalas temporales.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Parcelas de estudio

Para el estudio, se ha empleado una parcela localizada en Albacete, cuyas coordenadas geográficas WGS84 son (latitud=38,892609; longitud=−1,879762). Cuenta con una superficie total de 22,50 ha, dedicadas a la alfalfa, implantada en el año 2015, y que es regada mediante un sistema de pivot.

Cada año se realizan 6 cortes o aprovechamientos, por lo que se podrá estudiar mejor su comportamiento y evolución que en aquellas que solamente se aprovechan unas 4-5 veces al año.

2.2. Series temporales de imágenes de satélite y datos meteorológicos.

El seguimiento de cultivos de crecimiento rápido es posible actualmente gracias a la constelación de satélites disponible. No ocurría así en el año 2015, en el que se cuenta con el satélite Landsat 8; ni en el año 2016, con Landsat 8 y Sentinel 2A. Desde el año 2017, gracias a Landsat 8, Sentinel 2A y Sentinel 2B a partir del 3 de julio, se cuenta con una densidad de imágenes que sí lo permiten.

El satélite Landsat 8, operado por la Administración de la Aeronáutica y del Espacio (NASA), ofrece una resolución temporal de 8 días si se está en la zona de solape de los recorridos, como es el caso de la parcela de estudio, o de 16 días si no se está en dicha zona. Por su parte, la constelación Sentinel 2 ofrece una resolución temporal de 5 días. Así, con estos tres satélites, se puede llegar a tener una imagen cada 3 días, de media, de modo que, para cada uno de los ciclos de alfalfa, se puede disponer de 8-9 imágenes. Este hecho permite hacer un buen seguimiento del crecimiento de la alfalfa a partir de los valores de NDVI. Las imágenes seleccionadas válidas, tras eliminar aquellas que presentan nubes y sombras, se recogen en la Tabla 1.

Tabla 1: *Imágenes seleccionadas válidas para los años de estudio.*

	2015	2016	2017	2018
Landsat 8	21	18	16	15
Sentinel 2A	3	25	32	25
Sentinel 2B	0	0	21	26
TOTAL	24	43	69	66

La Tabla 1 pone de manifiesto que la definición de los ciclos a partir de los valores de NDVI será mucho más precisa en el año 2018 y sucesivos gracias a la mayor densidad de imágenes. Dicha disponibilidad se puede consultar de forma visual en la Figura 1.

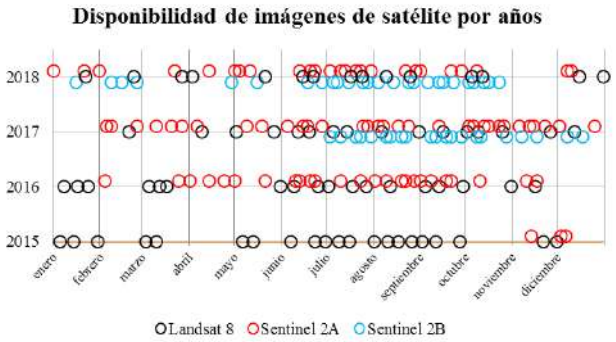


Figura 1: *Densidad de imágenes de los satélites Landsat 8, Sentinel 2A y Sentinel 2B disponibles en los años 2015, 2016, 2017 y 2018.*

Las imágenes empleadas han sido procesadas en el grupo de Teledetección y SIG de la Universidad de Castilla-La Mancha, mediante el proceso de normalización relativa (Garrido-Rubio et al., 2011), para integrar las imágenes adquiridas por los diferentes sensores en una única serie temporal. El acceso a la serie es mediante la plataforma SPIDERwebGIS (http://maps.spiderwebgis.org/login/?custom=fatima)

Los datos meteorológicos relativos a Radiación Solar, temperatura y evapotranspiración de referencia han sido obtenidos de la red de estaciones agroclimáticas SIAR, en concreto de la estación "Los Llanos", de Albacete.

2.3. Definición de los ciclos de crecimiento de la alfalfa a partir de las series temporales de imágenes de NDVI

Es fundamental conocer la fecha de inicio y de final del ciclo. Además, como se justificará posteriormente, la fecha de finalización de un ciclo no coincide exactamente con la de inicio del siguiente ciclo.

A menudo no se conocen dichas fechas, luego es necesario estimarlas a partir de las imágenes de composición de color o RGB que permiten una mejor visualización y de las imágenes de NDVI y sus valores. Existen situaciones en las que el momento del corte es visible en alguna de las imágenes RGB al aparecer zonas con distinta intensidad de color, lo que se ve respaldado en las visibles variaciones de NDVI entre zonas perfectamente definidas en la parcela. Cuando no sea así, se tendrán dos imágenes consecutivas en el tiempo, una con valores máximos de NDVI típicos del cultivo (0,85-0,91), anterior al momento del corte, y otra posterior al corte con valores que pueden ir desde 0,7 hasta 0,3. Cuanto menor sea el valor de NDVI de la segunda imagen, se puede afirmar que la fecha de siega es muy próxima a la de la imagen previa al corte de la alfalfa. Del mismo modo, si el valor de NDVI en la imagen posterior al corte es de 0,6-0,7, se puede afirmar que el corte se ha producido en el entorno de la fecha de esta segunda imagen. Esto se debe a que, tras el corte, el valor de NDVI decrece gradualmente debido a la disposición de la alfalfa cortada sobre la parcela para que pierda humedad. A medida que la clorofila del aparato fotosintético se vaya degradando se irá reduciendo la reflectividad en la zona del infrarrojo cercano del espectro electromagnético e irá aumentando

en el rojo, lo que llevará a una reducción en los valores de NDVI hasta valores típicos de 0,3-0,35.

Por otra parte, de acuerdo con su fisiología, tras el momento del corte, la alfalfa precisa un tiempo para movilizar reservas desde la raíz, para comenzar su crecimiento de nuevo. Por ello, el comienzo de un ciclo no coincide con el final del anterior, sino que estará desfasado en un intervalo de tiempo. La duración de este intervalo de tiempo no suele ser fija, ya que depende del momento del año y de la edad de la alfalfa en cuestión, y puede ir desde los 5 días hasta los 9 días. Como referencia, Noland et al., (2018) considera un intervalo de tiempo de 5 días. En la metodología aquí desarrollada se propone que dicho intervalo de tiempo se considere en función de los valores de NDVI. Así, se considerará que un nuevo ciclo comienza cuando la primera imagen disponible después del corte, que no represente la fase de desecación de la cosecha en campo, tome un valor de NDVI de 0,40.

Conocidas dichas fechas, se deben conseguir valores de NDVI medios representativos de la parcela. En este caso, se han obtenido valores de distintas zonas de la parcela a partir de la plataforma SPIDERwebGIS, con los que después se ha calculado un valor medio.

2.4. Interpoladores empleados

Es necesario calcular los valores diarios que no se han podido obtener de forma directa desde las imágenes de satélite para conseguir la curva completa de evolución del ciclo. Una forma simple y directa es el cálculo mediante una interpolación lineal entre dos valores consecutivos. Sin embargo, en aquellos ciclos en los que, por razones como la existencia de nubosidad, no se tenga la suficiente densidad de imágenes, se pueden obtener curvas que no representen una evolución real.

Por esa razón, en este trabajo se propone el uso del método de interpolación cubica monotónica entre dos valores de NDVI conocidos, lo que permite conseguir una curva suavizada que se ajusta de forma óptima al desarrollo real del cultivo. Los dos métodos de interpolación monotónica aquí empleados son el de Akima (1970) y el de Krige (1951) a través de la librería "Xongrid", desarrollada para Excel.

3. RESULTADOS

La aplicación de la metodología aquí descrita lleva a los resultados mostrados en la Figura 2, en la que se observan los seis ciclos de crecimiento de la alfalfa en el año 2018 descritos a partir de los valores de NDVI en la escala de tiempo día juliano.

La disponibilidad de valores diarios permite introducir el concepto de NDVI integrado en el tiempo (*Time-Integrated* NDVI, TI-NDVI), que es el área bajo la curva de NDVI de cada ciclo de crecimiento. Es usual relacionar el valor TI-NDVI con otros parámetros relevantes del cultivo, como es la producción por ciclo (Yang et al., 1993), (Calera, 2000). Sin embargo, dichas relaciones estarán afectadas principalmente por variables meteorológicas como la temperatura, la radiación solar y la precipitación. En la Figura 2 también se observa que los ciclos primero y último tienen una mayor duración en días, a pesar de ser estos ciclos los de menor producción. La alfalfa es un cultivo que sufre una parada invernal en los meses más fríos del año debido a la bajada de las temperaturas y la radiación solar, lo que resulta, además, en una menor evapotranspiración de referencia (ET_O). Por ello se puede afirmar que el ciclo de crecimiento de la alfalfa no depende de la escala "día Juliano", sino de la radiación solar y de la temperatura y, por tanto, de la evapotranspiración de referencia,como señalan Gallo y Heddinghaus, (1989). Por ello se ha procedido a representar la curva de NDVI en las escalas temporales Evapotranspiración de referencia, ET_O [mm] Radiación Solar Fotosintéticamente Activa PAR [MJ/m^2], y grados día (GDD). Los resultados se muestran en las Figuras 3, 4 y 5. Para el cálculo de los GDD se considera el valor de temperatura umbral de crecimiento para la alfalfa, de 5°C Noland et al., (2018). El valor del PAR se ha tomado como 0,5 veces el valor de la Radiación Solar Incidente. Con ello, se ha procedido a realizar la integral numérica para calcular el área bajo la curva para cada uno de los ciclos de crecimiento en las distintas escalas temporales utilizadas. En la Tabla 2 se

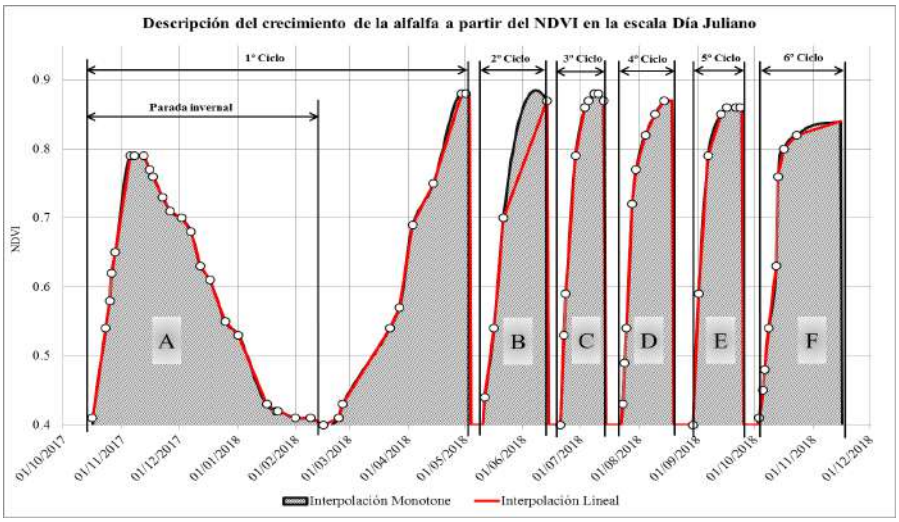


Figura 2: *Evolución del crecimiento de la alfalfa en el año 2018 definido por sus valores de NDVI, sobre lo que se muestran la interpolación lineal y cúbica monotone.*

recogen los valores relativos del valor de TI-NDVI para cada uno de los ciclos en función de distintas escalas temporales utilizadas, y su peso relativo sobre el total del ciclo anual, expresado en %. De éste cálculo se han excluido el primer y el sexto ciclo de crecimiento por tener menor importancia comercial.

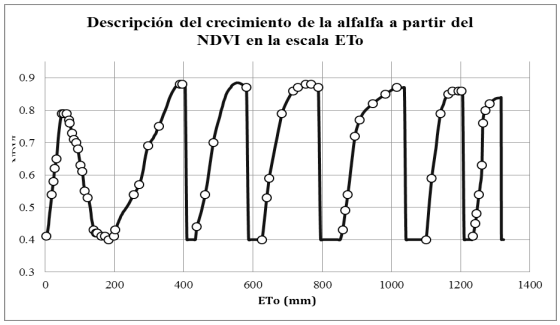


Figura 3: *Evolución del crecimiento de la alfalfa en el 2018 en la escala* ET_O.

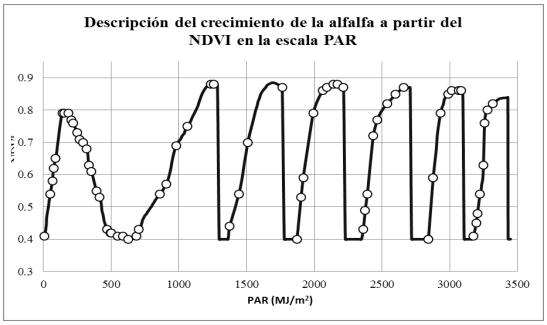


Figura 4: *Evolución del crecimiento de la alfalfa en el 2018 en la escala PAR.*

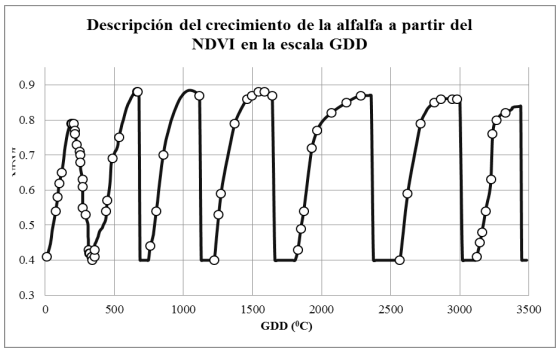


Figura 5: *Evolución del crecimiento de la alfalfa en el 2018 en la escala GDD.*

Tabla 2: *Valores de TI-NDVI expresados en distintas escalas de tiempo térmico para cada ciclo en %.*

TI-NDVI (%)				
Ciclo	*Día Juliano*	*ET_O*	*PAR*	*GDD*
2	30,03	23,89	28,48	20,25
3	20,73	28,04	26,25	24,40
4	24,69	30,34	26,08	30,51
5	24,54	17,73	19,19	24,84

La Tabla 2 muestra que el peso relativo del área bajo la curva para los ciclos de mayor interés comercial cambia significativamente en función de la escala temporal en la que se despliega la trayectoria en el tiempo del NDVI, lo que también se observa de forma gráfica en las Figuras 2, 3, 4 y 5. Serán necesarios posteriores comparaciones con la biomasa medida para evaluar el papel del parámetro TI-NDVI en cada una de las escalas temporales analizadas como estimador de la acumulación de biomasa.

4. CONCLUSIONES

La constelación actual de satélites disponibles permite obtener una densidad de imágenes multiespectrales lo suficientemente alta como para poder hacer el seguimiento de la evolución de cultivos con ciclo de crecimiento rápido como el de la alfalfa.

La interpolación cúbica monotónica aplicada a los valores de NDVI consigue simular adecuadamente la evolución esperada de la cubierta vegetal y modelar así valores diarios, lo que permite obtener la trayectoria en el tiempo, con lo que es posible aplicar el concepto de TI-NDVI, NDVI integrado en el tiempo, frecuentemente relacionado con la acumulación de biomasa. El peso en % del parámetro TI-NDVI en cada ciclo de producción (cortes 2 a 5) muestra valores que dependen de la escala temporal o tiempo térmico sobre el cual se define la integración numérica. Serán necesarios posteriores trabajos para evaluar el desempeño del parámetro TI-NDVI como estimador de la biomasa en las diferentes escalas temporales

5. BIBLIOGRAFÍA

Akima, H. (1970) 'A New Method of Interpolation and Smooth Curve Fitting Based on Local Procedures', 17(4), pp. 589–602.

Calera, A. (2000) *Seguimiento mediante teledetección de la cubierta vegetal de los cultivos de secano y su relación con variables climáticas en Castilla La Mancha*. Universidad de Valencia.

Gallo, K.P. Heddinghaus, T.K. (1989) 'The use of satellite-derived vegetation indices as indicators of climatic variability.', *Proceedings of the Sixth Conference on Applied Climatology*. Charleston, pp. 244–247.

Garrido-Rubio, J. et al. (2011) 'INTERPOLA. Herramienta para la generación de imágenes sintéticas y sustitución de valores reales con presencia de nubes-sombras por valores interpolados', *Congreso de la Asociación Española de Teledetección*. Mieres, Asturias, Spain, p. 4.

Kalu, B.A., Fick, G.W. (1983) 'Quantifying morphological development of alfalfa for studies of herbage quality', *Crop Science*, 23, p. 1167.

Krige, D. G. (1951) 'Journal of the Chemical Metallurgical & Mining Society Of South Africa'.

Noland, R.L. et al. (2018) 'Estimating alfalfa yield and nutritive value using remote sensing and air temperature', *Field Crops Research*, 222(August 2017), pp. 189–196. doi: 10.1016/j.fcr.2018.01.017.

Yang, L. et al. (1993) 'An Analysis of Relationships among Climate Forcing and Time-Integrated NDVI of Grasslands over the US. Northern and Central Great Plains', 4257(98).

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 47-50. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Caracterización del perfil espectral de 3 estados fenológicos del cultivo de durazno a partir de UAV

Becerra, L.[(1)], Vega, C.[(1)], Upegui, E.[(2)], Holguin, J.[(1)]
[(1)] Servicio Nacional de aprendizaje SENA, Colombia. lauracriss@misena.edu.co
[(2)] Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia.

Resumen: El presente trabajo muestra los resultados de las investigaciones que ha realizado el Centro de Gestión Agroempresarial del Oriente (CGAO) buscando establecer modelos espaciales del comportamiento de variables fenológicas de las regiones cultivables de durazno variedad gran jarillo de la provincia de Vélez en el departamento de Santander, mediante el uso del procesamiento digital de imágenes adquiridas por sensores remotos en Vehículos Aéreos no Tripulados- UAV, variables climáticas y químicas de equipos de campo. El algoritmo desarrollado, relaciona la información espectral adquirida del sensor multiespectral y de un sistema de adquisición de variables edáficas y climáticas, con respecto al comportamiento fenológico de plantas.

Palabras clave: NDVI, índices de Vegetación, UAV, durazno, fenológico.

Characterizing the spectral profile of three phenologic phases of peach crop from UAV

Abstract: *This work shows the research results at the Centro de Gestión Agroempresarial del Oriente (CGAO) to establish spatial models of the phenologic variables in the regions of peach crops, variety gran jarillo, in the province of Vélez, department of Santander (Colombia), using images acquired from cameras on board unmanned aerial vehicles (UAV), and climatic and chemical variables from field equipment. The algorithm developed relates the spectral information from a multispectral sensor, edafic and climatic variables, to the phenologic behaviour of plants.*

Keywords: *NDVI, vegetation indices, UAV, peach, phenologic.*

1. INTRODUCCIÓN

El uso de sensores remotos puede ser útil para identificar el estado de plantas a escala de lote debido a que el estado fenológico de cada especie vegetal tiene diferente respuesta espectral (Jiménez-López, et al., 2013). Las imágenes procesadas obtenidas por medio de sensores remotos, enmarca una parte dentro de los procesos de agricultura de precisión (Bouzidi, et al., 2002), desde este punto de vista, el Centro de Gestión Agroempresarial de Oriente – CGAO perteneciente al Servicio Nacional de Aprendizaje – SENA, se ha enfocado en brindar soluciones bajo el entorno de la agricultura de precisión a partir de información recolectada en campo, el uso de equipos para medir variables edáficas y climáticas, análisis con expertos agrícolas, una cámara multiespectral ubicada en un vehículo aéreo no tripulado, registros de estrés de la vegetación, análisis de laboratorio, entre otros. La presente investigación, se aplicó al cultivo de durazno en la variedad gran jarillo. Inicialmente se estudiaron variables de conductividad eléctrica y pH para determinar la variabilidad del suelo, seguido a ello se estudió el comportamiento espectral de 3 estados fenológicos de las plantaciones y finalmente por medio de un modelo de regresión probit, se estimó el comportamiento del NDVI-Indicie de Vegetación Diferencial Normalizado para dicho estado fenológico.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de Estudio

Los cultivos de durazno objeto de estudio, se encuentran localizados en la Provincia de Vélez, ubicada en el departamento de Santander, municipio de Barbosa, finca Villa Luz. La zona de estudio, se encuentra a una altura de 1950 m s.n.m. con 156 plantas equivalentes a un área superficial de 2340 m^2 con una distancia de siembra de 5 m×3 m.

2.2. Materiales

Para generar los resultados de la presente investigación, se utilizaron equipos de medición en campo, seguimiento fisiológico al cultivo y captura de imágenes multi-espectrales, los cuales se describen a continuación:

UAV. Para la captura de las imágenes a partir de Vehículos Aéreos no Tripulados, se utilizó una unidad multi-rotor con dos cámaras que capturan información en el visible (RGB) y en el infrarrojo cercano (IC). Las imágenes alcanzan una resolución espacial de 3 cm y fueron tomadas a tres estados fenológicos con base en la información proporcionada por el experto agrícola. Estas imágenes fueron tomadas el 23 de Octubre, 11 de Noviembre y 12 de diciembre de 2017.

Multiparametro. El C5020 es un medidor portátil básico que permite medir los parámetros electroquímicos comunes como pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto, posee un rango alto de conductividad, Salinidad, TDS y capacidad de almacenamiento de medidas.

Estación Meteorológica. Se utilizaron los datos provenientes de la estación meteorológica programada para captura de datos cada 2 horas y cuyas variables son: Precipitación, radiación solar, dirección y velocidad del viento, humedad relativa, temperatura, humedad del suelo, entre otros.

2.3. Metodología

Durante el ciclo fenológico del cultivo se recolecto información climática, fisiológica y espectral contemplando la variabilidad tanto espacial cómo temporal en el cultivo. Para realizar el procesamiento, se tuvo en cuenta el diagrama presentado en la Figura 1, el cual muestra las actividades realizadas para generar los resultados. El desarrollo de la metodología, fue soportado por el software estadístico SPSS para los datos de campo y para las imágenes el software ENVI 5.3 Ello permite identificar las características de las firmas espectrales, evaluando los valores de índices de vegetación. Cada variable fisiológica del cultivo, se clasifico con respecto al perfil espectral, es decir, que se cuantificaron las variaciones de los niveles digitales, con el fin de caracterizar sus patrones de comportamiento. En cuanto al análisis de las series temporales que relacionan las variables de campo con los datos de las capturas con el UAV, se generó una correlación temporal de las distintas variables con el fin de identificar patrones de comportamiento (Zhang, et al., 2017).

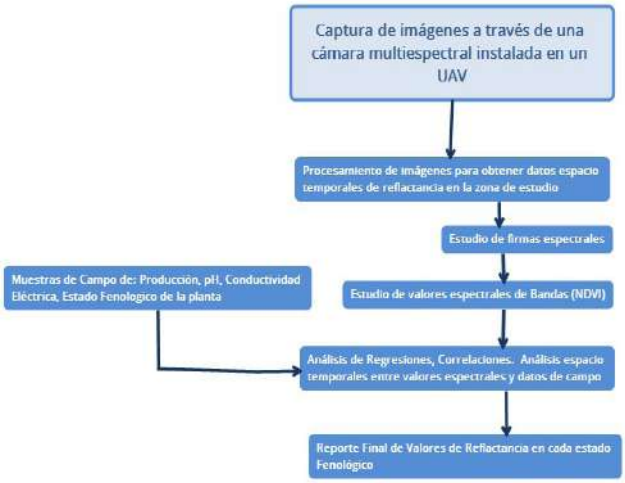


Figura 1. *Diagrama de Bloques aplicado en la metodología.*

2.4. Medición de etapas fenológicas del árbol de durazno de acuerdo al código BBCH

Al cultivo, se le realizaron seguimientos diarios y semanales observando el desarrollo de cada etapa, para ello se enfocó en el código BBCH de estados fenológicos según Baggiolini, frutales de hueso y vida (Novartis y Dachler, 1998), el cual delimita, botón rosado, floración, caída de los pétalos, cuajamiento y desarrollo del fruto. Un requerimiento principal del durazno es la altura, cuyo estado ideal es sobre los 2500 m s.n.m., cómo no se cumple dicho requerimiento, a partir de la experticia del agrónomo se determinó la aplicación de un compensador de frío ya que en la zona las horas de frío no son las suficientes para que las yemas florales del durazno broten uniformemente y al realizar la aplicación se presenta una compensación.

2.5. Generación Mapas de pH y Conductividad Eléctrica

Después de realizar la calibración a los equipos, por cada unidad experimental, se capturo los datos en campo de dos árboles para un total de 36 muestras. Para hacer un muestreo de las variables pH y conductividad eléctrica, se tomó una porción de tierra a profundidad y sobre el área donde las ramas proyectan sombra, se dividió en tres partes, en el tercio medio horizontal se extrajo una muestra de suelo para identificar las raíces que toman los nutrientes del suelo, es decir se tomaron muestras con un mínimo una profundidad de 10 cm y máximo de 40 cm. Las mediciones de muestras de suelo se realizaron dependiendo de la evolución en cada estado fenológico, y las fechas de captura coinciden con los vuelos. Se utilizó la técnica de IDW, ya que anteriormente se validó su uso. El mapa de pH y CE (Figura 2) permite evidenciar las zonas de mayor acidez y conductividad eléctrica por cada estado fenológico para la toma de decisiones.

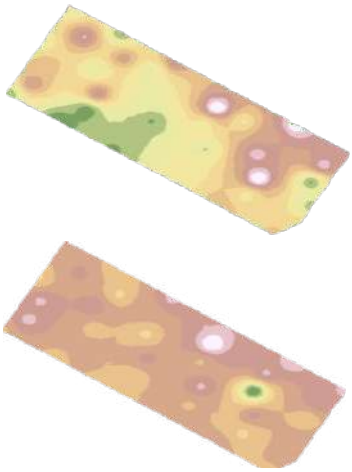


Figura 2 *Mapa pH (arriba) y de conductividad Eléctrica (abajo), estado fenológico cuajamiento de fruto.*

2.6. Generación del NDVI

Antes de capturar las imágenes se realizó el proceso de calibración con el equipo y en el proceso de ortorrectificación se realizó el procedimiento de corrección de reflectancia con respecto al ángulo solar utilizando el software PIX4D, seguido a ello, se calculó el NDVI aplicando la Ecuación 1 donde: Rnir corresponde al Infrarrojo Cercano y Rred a la banda del rojo.

$$NDVI = \frac{(Rnir - Rred)}{(Rnir + Rred)} \quad (1)$$

3. RESULTADOS

Los resultados que permiten la caracterización de los estados fenológicos del cultivo de durazno variedad Gran Jarillo, se estructuran tanto en un modelo estadístico cómo en una correlación espectral descriptiva.

3.1. Índices de Vegetación

El PDI, se centró en el tratamiento de las bandas Rojo e Infrarrojo respectivamente. A partir de estas bandas se generó el mapa del NDVI, el cual se muestra en la figura 3. Teniendo en cuenta que el mapa muestra una tendencia con valores mayores a cero (valores entre 0,35 y 0,93), se puede determinar que a medida que va cambiando el ciclo productivo se va liberando estrés en las plantaciones, es decir que el índice de vegetación estudiado presenta valores bajos (desde –0,2 hasta 0,6) a partir de la poda del árbol

y se encuentra en transe con respecto a la foliación o caída de hojas. En cuanto al estado productivo el cultivo pasa a valores libres de estrés (Desde 0,80 hasta 0,93).

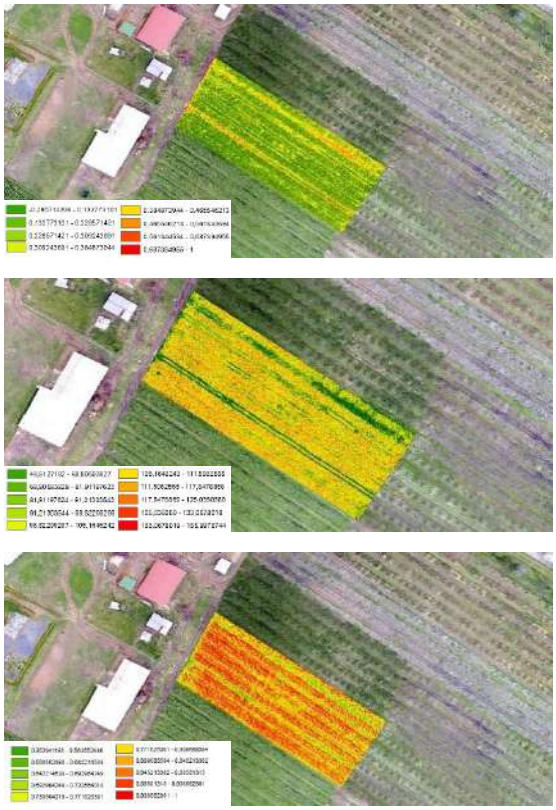


Figura 3 *NDVI, Estado fenológico: floración, botón rosado, cuajamiento y desarrollo del fruto.*

3.2. Análisis Espectral y Temporal

La Figura 4 presenta la firma espectral para diferentes tipos de superficie en la zona. Los datos descriptivos asociados a cada índice de vegetación permiten caracterizar las propiedades fenológicas del árbol de durazno, los valores de índices de vegetación en diferentes fases del ciclo productivo, se clasificaron en:

Valores medios: para lo cual se mantiene constante la temperatura, la radiación solar durante los tres estados lo que no permite caracterizar las propiedades fenológicas del cultivo.

Índices de vegetación a partir de valores medios. Los valores de la banda espectral superior a 730 nm permite establecer diferencias comportamentales en cada estado fenológico considerando de que al aumentar los días después de la poda el fruto entra a un estado de maduración, y es mayor el área foliar de las plantaciones. No obstante los índices de vegetación caracterizan mejor el estrés hídrico, ya que se mostró proporcional a los periodos de precipitación.

Índices de vegetación a partir de valores mínimos Al caracterizar las firmas espectrales con valores mínimos para cada banda, es posible identificar el verdor por ende las condiciones de alta absorción de clorofila y alta absorción de humedad. Dicho comportamiento se encuentra asociado a un árbol con mayor índice de área foliar, lo que le permite capturar mayor humedad que árbol en defoliación. Los índices se reducen significativamente su respuesta respecto a los valores de promedio y moda, planteando que en altas condiciones de humedad el durazno no mantiene una buena relación respecto la absorción de clorofila.

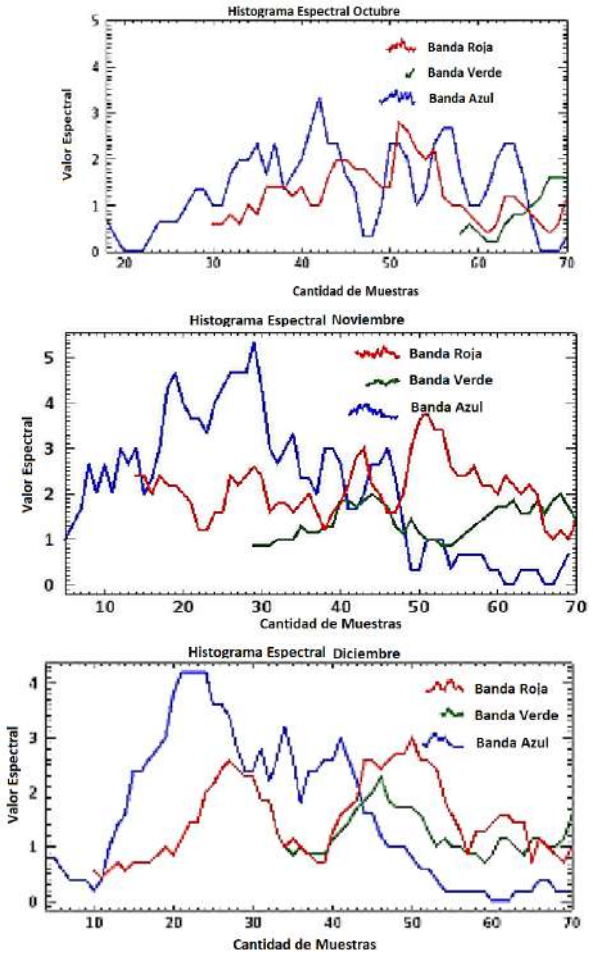


Figura 4*, Comportamiento espectral para estados fenológicos floración, botón rosado, cuajamiento y desarrollo del fruto.*

Índices de vegetación a partir de valores máximos Los valores máximos obtenidos en las firmas para cada banda permite identificar el comportamiento de cada unidad experimental en condiciones de alta reflectancia, la cual se relaciona con los fenómenos de defoliación, representado por la baja absorción de clorofila y baja absorción de humedad.

3.3. Estimación de Comportamientos Fenológicos

A partir de la recolección de información, se generó una matriz clasificada en tres estados fenológicos diferentes, se utilizó el modelo probit con el fin de hallar la relación entre el NDVI y su efecto en los estados fenológicos. Este procedimiento es útil para las situaciones en las que se dispone de una variable de respuesta dicotómica que se piensa puede estar influenciada o causada por los niveles o valores de alguna o algunas variables independientes categóricas o numéricas (o de ambos tipos) y es particularmente adecuada para dos datos experimentales, en la tabla 1 se pude evidenciar los valores resultantes por cada estado fenológico, cuyo resultado final es visto en la Ecuación 1, Ecuación 2 y Ecuación 3.

Tabla 1. *Valores resultantes de las variables de la ecuación del modelo Probit aplicado a 3 estados fenológicos*

Estimaciones de parámetro					
Parámetro		Estimación	Error estándar	Z	Sig.
PROBIT[a]	Ndvi	-0,552	0,537	-1,028	0,304
	pH	0,056	0,137	0,406	0,685
	Temperatura	0,400	0,399	1,001	0,317
	1	-8,830	7,469	-1,182	0,237
	2	-8,764	7,402	-1,184	0,236
	3	-8,884	7,464	-1,190	0,234

a. Modelo PROBIT: PROBIT(p) = Intersección + BX
b. Se corresponde a la variable de agrupación estado fenológico

Según estos resultados, para cada estado fenológico puede ser visto: en la Ecuación 2, Modelo Probit aplicado a el estado fenológico floración y cuajamiento, Ecuación 3 Modelo Probit aplicado a el estado fenológico cuajamiento y primer crecimiento de fruto y Ecuación 4 Modelo Probit aplicado a el estado fenológico endurecimiento del hueso.

$$Etapa\ Fenologica1 = 8,830 - 0,56^{PH} + 0,552^{ndvi} - 0,4^{temperat} \quad (2)$$

$$Etapa\ Fenologica2 = 8,764 - 0,56^{PH} + 0,552^{ndvi} - 0,4^{temperatu} \quad (3)$$

$$Etapa\ Fenologica3 = 8,884 - 0,56^{PH} + 0,552^{ndvi} - 0,4^{temperatu} \quad (4)$$

4. CONCLUSIONES

La interpretación de los datos promedios de las diferentes variables, indica que es posible diferenciar los estados fenológicas del cultivo. Desde el punto de vista agrícola, los valores de las firmas espectrales asociadas a las fases del ciclo productivo de la planta, se presenta como un patrón de comparación, que puede ser clasificado según la evaluación del índice de vegetación NDVI. Para el caso del cultivo de durazno variedad Jarillo en la altura de 1950 m s.n.m., el uso de imágenes provenientes de vehículos aéreos no tripulados con resolución espacial de 5cm se ajusta al desarrollo de aplicaciones en diferentes cultivos perennes en análisis temporales. En este sentido, toma importancia analizar diferentes índices de vegetación y sensores ópticos que permitan detectar nuevos estudios de comportamiento validando los datos con respuestas foliares y edáficos provenientes de laboratorio con el fin de ajustar los parámetros de reflectancia que mejor expresen el comportamiento fenológico. La presente investigación se apoya en datos de campo para definir un modelo de la respuesta espectral cuya aproximación caracterice un estado evento comportamental ocurrido en campo.

Si bien los sensores remotos ofrecen información de tipo espectral, es posible que los cambios en una planta se originen por factores externos no estudiados, por ejemplo enfermedades o deficiencias nutricionales, para estos casos es necesario realizar el ejercicio de ajustar el modelo cuyos datos de entrenamiento o de seguimiento en campo involucren además del análisis fenológico una caracterización de los factores mencionados además de las respuestas espectrales.

En este sentido, el trabajo realizado abre la discusión sobre la correlación de variables espaciotemporales de tipo espectral y agronómico a partir de: índice de área foliar (LAI), mediciones de Clorofila, *Modified Chlorophyll Absorption in Reflectance Index* (MCARI). Dado que los datos históricos, permiten predecir el comportamiento de las plantaciones con el fin de ajustar el modelo.

5. BIBLIOGRAFÍA

Bouzidi, S., Berroir, J. y Herlin, I., 1998. *An operational approach to monitor vegetation using remote sensing.* Seattle, WA, IEEE, pp. 2697 - 2700 vol.5.

Jiménez-López, A. F., Jiménez-López, F. R., Fagua-Pérez, E., 2013. Digital Image Processing Of Remote Sensing Products For Precise Agriculture Applications. *Revista Colombiana de Tecnologías de Avanzada,* 1(21).

Novartis, E., Dachler, C., 1998. *Compendio para la identificación de los estados fenológicos de especies mono y dicotiledóneas cultivadas. El Centro Federal de Investigaciones Biológicas para Agricultura y Silvicultura, Alemania (BBA), el Instituto Federal de Variedades, Alemania (BSA),.* Alemania, IGZ.

Zhang, Z. et al. 2017. *Estimation of leaf water content using new vegetation indices combined by near- and middle infrared spectral reflectances.* Fort Worth, TX, USA, IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS).

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 51-54. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Modelo predictivo para determinar el rendimiento del cultivo de guayaba a partir de imágenes UAV

Becerra, L.[1], Medina, J.[2], Upegui, E.[2]
[1] Servicio Nacional de Aprendizaje SENA, Bogotá, Colombia. lauracriss@misena.edu.co
[2] Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia.

Resumen: Esta investigación presenta una propuesta metodológica para la generación de un modelo de estimación de la producción de guayaba, utilizando imágenes satelitales, vehículos aéreos no tripulados (UAV) e información de variables agronómicas. La zona de estudio es la provincia de Vélez en el departamento de Santander (Colombia), que cuenta con una denominación de origen protegido en los productos derivados de la guayaba. Se realizó la clasificación de imágenes con el algoritmo SVM, alcanzando un coeficiente kappa de 0,81 y una precisión global del 85%. Posteriormente, se realizó un modelo de regresión lineal que involucra como variables predictoras tanto las variables agrológicas como espectrales. El modelo seleccionado alcanzó un R ajustado de 0,92. Finalmente usando los árboles identificados en estado de poda junto con el modelo estadístico se realizó el análisis matemático que permitió realizar la interpolación con el algoritmo IDW obteniendo como resultado el mapa de rendimientos de producción de la guayaba.

Palabras clave: imágenes UAV, Rendimiento, Guayaba, clasificación SVM, interpolación IDW.

Model to determine the performance of the cultivation of guava from UAV images

Abstract: *This research presents a methodological proposal for the creation of a model for the estimation of the production of guava, using imagery data of agronomic variables, unmanned aerial vehicles (UAV) and satellite. The study area is the Velez province in Santander Department (Colombia), which has an appellation of origin protected in products derived from guava. He was the classification of images with the SVM algorithm, reaching a 0.81 kappa coefficient and an overall accuracy of 85%. Subsequently, was a linear regression model that involves as predictor variables both as spectral agrologicas variables. The selected model reached a R set of 0.92. Finally using the trees identified in State of pruning along with the statistical model was the mathematical analysis that allowed for the interpolation with the IDW algorithm resulting in production of guava yields map.*

Keywords: *UAV images, performance, guava, SVM classification, interpolation IDW.*

1. INTRODUCCIÓN

El uso de sensores remotos puede ser útil para identificar el estado fenológico de cada especie vegetal a partir de su respuesta espectral (Jiménez-López et al., 2013; Guillén et al., 2017). Es por esto que el procesamiento digital de imágenes obtenidas por teledetección son un apoyo en la agricultura de precisión (Bouzidi et al., 1998). Diferentes tipos de sensores han sido utilizados para la agricultura de precisión, como es el caso de las imágenes ópticas (LandSat) para la estimación de trigo (Rivas et al., 2011) o del arroz (Guillén et al., 2017), y las imágenes de radar para el análisis de los cultivos de arroz (López-Sánchez et al., 2017). Más recientemente, los vehículos aéreos no tripulados (UAV) o más conocidos como drones, se han utilizado como plataforma para adquirir imágenes con una resolución espacial mayor y una resolución temporal que se ajuste un poco más a los ciclos de los cultivos (Portero et al., 2017).

Teniendo en cuenta el contexto anterior, el Centro de Gestión Agro empresarial de Oriente (CGAO) perteneciente al Servicio Nacional de Aprendizaje (SENA - establecimiento público nacional enfocado en el desarrollo económico, tecnológico y social del país), se ha orientado en brindar soluciones tecnológicas al área agrícola mediante la información recolectada *in situ*, tanto de variables asociadas a la agricultura como de imágenes multiespectrales capturadas mediante vehículos aéreos no tripulados.

Dentro de la jurisdicción del CGAO se encuentra la provincia de Vélez, que cuenta con una "denominación de origen protegida" para algunos productos alimenticios derivados de la guayaba, por lo que mejorar la producción de guayaba tiende a mejorar la economía de la región.

En ese contexto, esta investigación se enfocó en mejorar las estimaciones de producción de guayaba tradicionales, utilizando análisis espectral del cultivo y modelos tanto estadísticos como matemáticos, de manera que sea posible organizar, modelar y programar la cosecha.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de Estudio

El cultivo de guayaba es un frutal que pertenece a la familia de las *Myrtaceae*, adaptado a un amplio rango de climas tropicales y subtropicales entre los 16 y 28°C, en algunos microclimas cuya altura es ideal, se ha adaptado hasta los 13 y 34°C. Para su ciclo vegetativo requiere de estaciones húmedas o riego y noches cálidas y su crecimiento disminuye a temperaturas inferiores de 10-12°C.

El ciclo fenológico de la guayaba se puede considerar en tres fases (Melgarejo et al., 2010): a) inicio: donde se da la división celular; b) duración: donde se desarrollan los

embriones y semillas: y c) finalización: donde se da la maduración organoléptica del fruto. La producción depende (Melgarejo et al., 2010) del clima, el suelo, la distancia de siembra y el tipo de manejo, especialmente de la poda y la nutrición. Lo que podría expresarse en tres estados fenológicos, a saber, vegetativo, en poda y en producción, siendo el estado de poda el que da inicio al ciclo productivo.

La zona de estudio corresponde al sector de las delicias en la Provincia de Vélez, municipio de Puente Nacional, departamento de Santander, en Colombia. El cultivo de guayaba objeto de estudio, comprende 400 plantas equivalentes a un área superficial de 1 ha con una distancia de siembra entre cada planta de 5×5 m. Se localiza a una altura de 2800 msnm, con precipitaciones medias multianuales entre 1200 mm y 1800 mm.

2.2. Metodología

Esta investigación es multiescala, realizando un primer análisis a una escala general que utiliza imágenes satelitales, y posteriormente un análisis a escala detallada usando imágenes capturadas con UAV. Se utiliza teledetección, estadística y análisis numérico, apoyados en variables agronómicas.

A. Teledetección

En lo que respecta la teledetección se utilizan como procesamientos el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI - Ecuación 1), donde: *Rnir* corresponde al Infrarrojo Cercano y *Rred* a la banda del rojo.

$$NDVI = \frac{(Rnir - Rred)}{(Rnir + Rred)} \quad (1)$$

El NDVI es un indicador ampliamente utilizado en los estudios científicos para el monitoreo de la vegetación.

La clasificación condensa la información de las imágenes multiespectrales permitiendo obtener la cartografía y el inventario las categorías objeto de estudio (Chuvieco-Salinero, 2010), en este caso el estado fenológico de los árboles de guayaba. El algoritmo *Support Vector Machine* (SVM), es un clasificador robusto y se presenta como una alternativa eficiente para la clasificación de las imágenes.

B. Estadística

El ajuste lineal es un modelo matemático utilizado para estimar la relación de dependencia entre una variable dependiente Y, las variables independientes X_j y puede ser expresado cómo lo indica la Ecuación 2, Donde: Y_t: es la variable dependiente, y X_i corresponde a las variables independientes o regresores. B_0, y B_i son parámetros que miden la influencia significativa sobre las variables regresoras (Webster y Oliver, 2007).

$$Y_t = B_0 + B_1X_1 + B_2X_2 + \ldots + B_pX_p \quad (2)$$

C. Matemático – análisis numérico

La interpolación busca obtener información de datos desconocidos a partir de un conjunto de datos conocidos. Para la interpolación de rendimientos de cultivos la técnica de interpolación por el método de la distancia inversa ponderada (IDW –Ecuación 3) se ha mostrado muy acertada (Jiménez-López et al., 2013)

$$Z_j = \sum_{i=1}^{n} (K_{ij} Z_i) \quad (3)$$

Donde Z_j es el valor estimado para el punto j; n es el número de puntos usados en la interpolación; Z_i es el valor en el punto *i-ésimo* y K_{ij} es el peso asociado al dato i en el cálculo del nodo j.

D. Variables Agronómicas

El CGAO, ha centrado esfuerzos en la investigación de la producción de guayaba, es por ello que con expertos en el área se ha recolectado 16 variables (Tabla 1). las cuales indican características similares de agrupación en las tablas de datos. Adicionalmente se consideraron como variables la altura, la precipitación, la producción mes a mes y el comportamiento de los índices de vegetación en dichos meses, para completar un total de 20 variables.

Tabla 1. *Variables agronómicas.*

Fuente	Variable
Datos de la Finca	Nombre de la Finca
	Municipio
	Vereda
	Vías de acceso
	Altura sobre el nivel del mar
Características permanentes durante el ciclo de vida de un cultivo	Extensión (Has o metros)
	Fecha de siembra del cultivo (mes/año)
	Sistemas de Propagación
	Número de Plantas
	Variedad Siembra
	Distancia de Siembra
Características variables durante el ciclo de vida de un cultivo	Producción esperada (ton/año)
	Ultima fecha de cosecha
	Meses de producción de acuerdo a la zona
	Fecha de poda de producción
	Fuente de agua

2.3. Escala General

Inicialmente, se realiza un análisis en toda la provincia, con el fin de identificar las condiciones agro fisiológicas aptas para el cultivo de guayaba y para la agroindustria (altura, suelo vegetal, temperatura). Esto se realizó mediante el procesamiento de los sensores: ALOS PALSAR y LandSat 8 TIRS, basado en el estudio realizado por Becerra y su equipo (2017)

2.4. Escala Detallada

Para este análisis se utilizan imágenes capturados con UAV. A las imágenes capturadas se ortorectificaron y se realizan las correcciones de ángulo solar y la conversión de niveles digitales a radiancia estos dos últimos valores calculados automáticamente con el software PIX4D y finalmente se obtuvo una imagen con resolución espacial en el terreno (GSD) de 5 cm.

En cuanto el aspecto teledetección, se realiza el cálculo del NDVI. Igualmente se realiza la clasificación supervisada utilizando el algoritmo de segmentación SVM (utilizando el software Envi versión 5.1), tomando como muestra de entrenamientos la información extraída en campo. Se evalúan las segmentaciones obtenidas y se agruparon en mínimo 20 píxeles, con el fin de optimizar la clasificación.

En lo correspondiente al componente estadístico se utilizaron 5600 registros con las variables descritas anteriormente (Tabla 1), de los cuales el 40% son datos que presentan la temporalidad por cada mes durante 3 años

(2014, 2015 y 2016). Se agruparon y jerarquizaron los datos por niveles de altura y temperatura. Se consideró la información de 153 cultivos con producción durante los años 2014, 2015 y 2016 de ellos se midió la cosecha anual, las fechas de poda, variables climáticas como: altura, precipitación, la producción mes a mes y el comportamiento de los índices de vegetación en dichos meses (NDVI). Para este último calculo, se tomaron valores promedios únicamente de zonas en estado de cosecha, basados en la metodología de (Becerra et al., 2017). A partir de estos datos se ajustó el modelo para predecir a partir de la fecha de poda (variable dependiente), cuando se presenta producción en las zonas establecidas en la provincia.

Concerniente al análisis numérico, se realiza el mapa de rendimiento, usando la interpolación IDW, el cual permite evidenciar las zonas de mayor desempeño para la toma de decisiones. Para esto se utilizan los árboles podados identificados en la clasificación de imágenes UAV, y la cantidad de producción de cada árbol de acuerdo lo obtenido por la regresión lineal en función de las variables significativas del modelo.

3. RESULTADOS

Como un primer resultado en la escala general, en cuanto a la clasificación, la resolución espacial mínima de la imagen satelital, representa información para un rango de 36 árboles por píxel, por lo tanto, a escala de lote no representa información específica para cada árbol. Por lo que es necesario el análisis a escala detallada. Teniendo en cuenta lo anterior, solo se presentan los resultados de la escala detallada.

3.1. Componente teledetección

Se aplica el NDVI a la imagen UAV, el resultado se ilustra en la Figura 1, el cual es presentado en pseudo color.

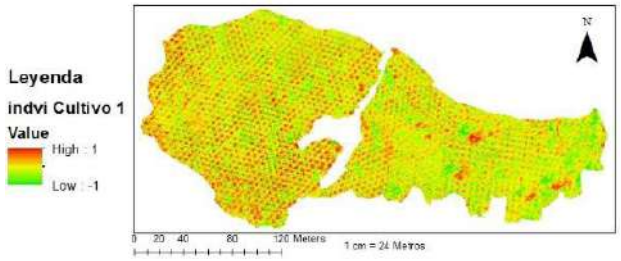


Figura 1. *Imagen que ilustra el NDVI.*

En cuanto a la clasificación, se definieron seis clases (Figura 2), a saber; suelo desnudo, pasto, suelo semidesnudo, árboles en estado vegetativo, árboles en producción, y árboles podados. El coeficiente Kappa equivalente a 0,81 y el porcentaje de exactitud de 85%. En la clasificación, se diferencia claramente los diferentes estados del cultivo, sin embargo, se traslapan las clases poda y pasto.

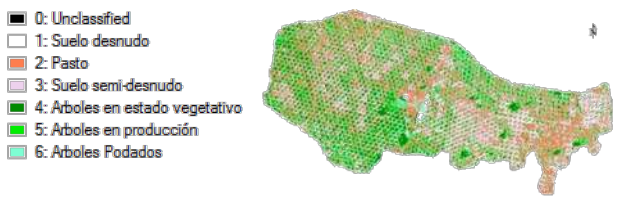


Figura 2. *Resultado de la clasificación aplicada al cultivo.*

3.2. Componente estadístico

Utilizando las variables agronómicas, se realizaron 6 modelos de regresión estadística lineal ajustado, el mejor resultado (Ecuación 4) alcanzó un R 0,961, R cuadrado de 0,924, R cuadrado ajustado 0,924, y un error estándar de la estimación de 3,826, y permitió identificar las variables que más tienen significancia en el cultivo, a saber: edad de la plantación, altura, días después de podar, temperatura, cantidad de plantas e índice de vegetación diferencial normalizado NDVI, y que corresponde al modelo predictivo para estimar la producción de guayaba.

$$Producción\ Guayaba_{2016}=18573+0{,}652\cdot edad-0{,}11\cdot altura-0{,}46\cdot diasp+2389\cdot temperatura-0{,}568\cdot NDVI \quad (4)$$

Sin embargo, el R cuadrado ajustado indica una probabilidad de predicción del 92%, es decir que al aplicar el modelo existe un margen de error del 8%.

3.3. Componente matemático - Generación de Mapas de Rendimiento

Se generó un mapa de rendimiento (Figura 4), para este caso, se ubicaron espacialmente los árboles en estado de poda y asignando el valor de producción por planta utilizando (Ecuación 4) y se aplicó la interpolación con el algoritmo IDW.

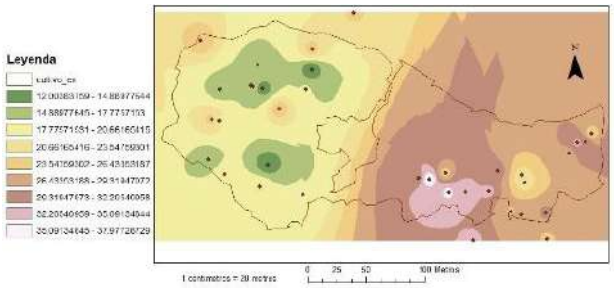


Figura 3. *Mapa de rendimiento dado en kg/ha por árbol.*

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

Desde el punto de vista de la teledetección, el análisis general realizado con imágenes satelitales permitió definir las variables globales generales en la zona de estudio, como la altura. Sin embargo, para agricultura de precisión y específicamente para el nivel de detalle del árbol (en este proyecto específicamente la guayaba), la resolución espacial disponible actualmente no permite identificar cada uno delos individuos en un cultivo, por lo que se hace necesario el cambio de escala y el uso de información espacial más detallada. Es así como las imágenes UAV se presentan como una alternativa para capturar la superficie con mayor resolución espacial (5 cm para este proyecto), que permite definir no solo el comportamiento del árbol de guayaba, si no específicamente de las ramas productoras. Este nivel de detalle permitió clasificar con gran precisión el estado fenológico del árbol de guayaba. En el caso del NVDI se mostró como una variable predictora de la producción de guayaba, permitiendo tener en cuenta además de las variables completamente agrológicas, nuevas variables derivadas del procesamiento digital de imágenes.

En lo que corresponde el análisis estadístico, el modelo obtenido permite mostrar una alternativa desde el punto de vista de los sistemas de información, ya que con el uso

adecuado de la información agronómica y los sensores remotos, se plantean diversas aplicaciones en cultivos de guayaba que permiten analizar el estado del cultivo con el fin de tomar decisiones y así, aportar al futuro económico y la proyección social de regiones como la Provincia de Vélez, donde diversas entidades, instituciones, agremiaciones y comunidades de orden nacional como CGAO del SENA, las alcaldías de los municipios productores de la provincia, la gobernación de Santander, el Ministerio de Agricultura, pequeñas y medianas empresas de producción y distribución, contarán con un modelo para la toma de decisiones en la producción de la guayaba.

En lo que respecta la generación de mapas de producción, estos permiten tener una visión conjunta del cultivo, identificando así las áreas de mayor producción, al igual que las áreas que requiere un manejo especial para mejorar los rendimientos de producción.

5. BIBLIOGRAFÍA

Becerra, L. et al*.,* 2017. *Aplicación de imágenes de satélite y de sistemas UAV para la producción de guayaba en la provincia de Vélez, Santander.* UD y la Geomática.

Borgogno-Mondino, E., Lessio, A. 2015. *Estimation and mapping of NDVI uncertainty from Landsat 8 OLI datasets: An operational approach.* Milan, pp. 629-632, 2015 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS).

Bouzidi, S., Berroir, J., Herlin, I., 1998. *An operational approach to monitor vegetation using remote sensing.* Seattle, WA, IEEE, pp. 2697 - 2700 vol.5

Chuvieco-Salinero, E. 2010. *Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio*. Ariel.

Guillén M., Moreno-García, B., Quílez, D., Casterad, M.A. et al*.,* Variación espacio-temporal de la fenología del arroz en Aragón a partir de información multiespectral satelital. *Nuevas plataformas y sensores de teledetección. XVII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. pp. 101-104. Murcia 3- 7 octubre 2017.*

Jiménez-López, A. F., Jiménez-López, F.R., Fagua-Pérez, E., 2013. *Digital Image Processing Of Remote Sensing Products For Precise Agriculture Applications*. Revista Colombiana de Tecnologías de Avanzada, 1(21).

López-Sánchez J.M., Vicente-Guijalba F., Romero-Puig N. Estimación de la altura de arrozales mediante interferometría polarimétrica SAR en banda X. *Nuevas plataformas y sensores de teledetección. XVII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. pp. 77-80. Murcia 3-7 octubre 2017.*

Melgarejo L.M. et al*.,* 2010, *Desarrollo de productos funcionales promisorios a partir de la guayaba (Psidium guajava L.) para el fortalecimiento de la cadena productiva.* Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. ISBN 9789587194104

Portero C., Salas, P., Mercadal, M., Casterad, M.A., Experiencias en la adquisición de imágenes para agricultura a empresas de drones españolas. *Nuevas plataformas y sensores de teledetección. XVII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. pp. 461-464. Murcia 3-7 octubre 2017.*

Rivas, R., Ocampo, D., Carmona, F 2011. Modelo de predicción de rendimiento de trigo a partir de NDVI: aplicación en el contexto de la agricultura de precisión. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.0584. data users' conference, pp. 467-471.EUMETSAT.

Webster, R., Oliver, M. 2007. *Geostatistics for Environmental Scientists.* Segunda ed. Chichester: John Wiley and Sons, Ltda.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 55-58. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Análisis de sensibilidad de la técnica multitemporal de estimación de humedad superficial del suelo *Alpha approximation*

Arias, M., Campo-Bescós, M.A., Álvarez-Mozos, J.
Universidad Pública de Navarra, Dpto. Ingeniería, Arrosadia s/n, 31006 Pamplona, España. jesus.alvarez@unavarra.es

Resumen: La puesta en marcha del programa Copernicus, con la misión Sentinel-1, proporciona observaciones radar con una temporalidad sin precedentes, lo que permite desarrollar técnicas de estimación de la humedad basadas en la detección de cambios en una serie temporal, obviando la influencia en cada fecha de parámetros como la rugosidad superficial del suelo. Entre estas técnicas se encuentra la denominada *Alpha approximation* que establece como hipótesis de partida una rugosidad y ángulo de incidencia constantes a lo largo de la serie temporal y requiere de un parámetro denominado α_{min}, que debe ser estimado. El objetivo del trabajo es evaluar la sensibilidad de la técnica al parámetro α_{min} en función de las condiciones de rugosidad del suelo, ángulo de incidencia y la longitud de la serie utilizada. Para ello se realiza un estudio sintético basado en datos simulados, cuyos resultados demuestran una alta sensibilidad de la técnica a este parámetro, que parece independiente de las condiciones de rugosidad aunque no así al ángulo de incidencia, con una mayor sensibilidad a ángulos pequeños. El valor de α_{min} varía también de forma marcada en función de la longitud de la serie considerada, en respuesta a las condiciones generales de humedad de cada periodo. Se proponen unos valores de α_{min} de referencia para cada mes del año, aunque estos valores deben ser contrastados con observaciones experimentales en campo.

Palabras clave: humedad del suelo, análisis multitemporal, detección de cambios, Sentinel-1, *Alpha approximation*.

Sensitivity analysis of the multitemporal surface soil moisture estimation technique Alpha approximation

Abstract: *The onset of the Copernicus programme and the Sentinel-1 mission, offers radar observations with an unprecedented revisit time. Such observations enable the development of soil moisture retrieval strategies based on change detection techniques, where the disturbing effect of roughness and incidence angle conditions on each date can be neglected. Among others, Alpha approximation is a techniques for the retrieval of soil moisture assuming constant incidence angle and roughness conditions along a series of backscatter observations, depending on a parameter called α_{min} that needs to be estimated. The objective of this study is to assess the sensitivity of this technique to α_{min} for varying conditions of surface roughness, incidence angle and length of the backscatter time series used. With this aim a synthetic study based on simulated data was carried out. Results show a high sensitivity of this technique to α_{min}, which does not seem to depend on the roughness conditions considered. Sensitivity does depend on the incidence angle, with higher sensitivities observed for lower incidence angles. Parameter α_{min} also varies markedly depending on the length of the time series, due to varying overall wetness conditions of each period. Reference α_{min} values are proposed for each month of the year, although such values need to be validated with experimental field observations.*

Keywords: *soil moisture, multitemporal analysis, change detection, Sentinel-1, Alpha approximation.*

1. INTRODUCCIÓN

La humedad superficial del suelo es una variable de gran interés para diferentes procesos que ocurren en la frontera entre el suelo, la vegetación y la atmósfera (Verhoest *et al.,* 2008). Su estimación a partir de observaciones radar resulta atractiva por la relación existente entre la humedad del suelo y la retrodispersión radar y por la alta resolución espacial de estos sensores (Kornelsen y Coulibaly, 2013). No obstante, existen otros factores como la rugosidad superficial del suelo o la vegetación, que también intervienen en el proceso de retrodispersión, complican el problema y limitan la operatividad de los modelos de retrodispersión clásicos propuestos (Verhoest *et al.,* 2008). Desde la puesta en marcha del programa Copernicus, con la misión Sentinel-1 (S-1), se dispone de observaciones radar en banda C con una temporalidad sin precedentes, lo que permite desarrollar técnicas de estimación de la humedad basadas en la detección de cambios en una serie temporal de observaciones (Balenzano *et al.,* 2013; Notarnicola, 2014). Estas técnicas asumen que otros factores como la rugosidad o la cubierta vegetal varían a escalas temporales más largas que la humedad, y por tanto variaciones en la retrodispersión entre fechas próximas se deben principalmente a cambios en la humedad del suelo. Entre estas técnicas se encuentra la denominada *Alpha approximation* (Balenzano *et al.,* 2013), que es la base del algoritmo *Soil MOisture retrival from multitemporal SAR data* (SMOSAR) desarrollado con el objeto de ser aplicado operacionalmente a series S-1.

Alpha approximation es aplicable a condiciones de suelo desnudo o vegetación ligera cuyo principal mecanismo de retrodispersión sea la retrodispersión superficial atenuada por la cubierta vegetal. La técnica se basa en un sistema lineal de ecuaciones en el que *N* observaciones en polarización directa (VV o HH) se enuncian como sigue (Ecuación 1):

$$\sigma^0_{pp,i} \approx |\alpha_{pp,i}(\varepsilon_i,\theta_i)|^2 F(s,l)\tau^{-2} \quad (1)$$

donde, $\sigma^0_{pp,i}$ es el coeficiente de retrodispersión del suelo en polarización directa en una fecha i (en días entre 1 y N) en unidades lineales, $\alpha_{pp,i}(\varepsilon,\theta)$ es el coeficiente de reflexión de Fresnel en esa polarización que depende de la constante dieléctrica del suelo (ε) y el ángulo de incidencia (θ), $F(s,l)$ es un factor que depende delos parámetros de rugosidad del suelo (s y l) y τ es el factor de atenuación de la vegetación. Suponiendo que la rugosidad y la vegetación son constantes en el periodo entre i e i+1 (Ecuación 2):

$$\frac{\sigma^0_{pp,i+1}}{\sigma^0_{pp,i}} \approx \frac{|\alpha_{pp,i+1}(\varepsilon_{i+1},\theta_{i+1})|^2}{|\alpha_{pp,i}(\varepsilon_i,\theta_i)|^2} \quad (2)$$

Dando lugar a un sistema lineal de N-1 ecuaciones y N incógnitas (ε_i), que se puede resolver numéricamente en función de un parámetro α_{min} que representa el valor mínimo de α en la serie, correspondiente a las condiciones de humedad mínimas y que debe ser estimado (Balenzano *et al.,* 2013). Para la resolución del sistema se debe considerar que el ángulo de incidencia es constante a lo largo de toda la serie (θ_i=θ) y en caso de no ser así se debe realizar una normalización de σ^0 para mitigar el efecto de estas variaciones (Balenzano *et al.,* 2013).

La técnica *alpha approximation* ha dado resultados prometedores, pero su viabilidad depende de la correcta estimación del parámetro α_{min}, cuyo valor puede variar en función de las condiciones de rugosidad, el ángulo de incidencia de las observaciones y principalmente la longitud de la serie. Por todo ello, el objetivo de este trabajo es analizar la sensibilidad del parámetro α_{min} a las condiciones de rugosidad superficial del suelo, al ángulo de incidencia de la serie utilizada y a la longitud de la misma. Para llevar a cabo estos análisis se ha implementado la técnica mediante un script en Python y se ha realizado un análisis sintético con datos simulados.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Serie sintética de datos

El estudio se basa en una serie sintética de datos generados mediante modelos de simulación, para poder evaluar la influencia de cada parámetro aislando el efecto de los otros. En primer lugar, se utilizó el modelo hidrológico *TOPmodel-based Land-Atmosphere Transfer Scheme* (TOPLATS) (Famiglietti y Wood, 1994) para generar una serie de datos diarios de humedad superficial del suelo de once años de duración (2001-2012). Se simularon las condiciones correspondientes a la parte alta de la cuenca del río Arga, alrededor de la ciudad de Pamplona. El modelo fue previamente calibrado y validado (Loizu *et al.,* 2016) por lo que se considera que los datos de humedad simulados representan correctamente los ciclos naturales de infiltración de la precipitación, evapotranspiración y secado del suelo.

Partiendo de la serie de datos de humedad se obtuvo la serie de constantes dieléctricas (ε) mediante el modelo de Hallikainen *et al.,* (1985) suponiendo un suelo de textura franca. Luego se simuló la correspondiente serie de coeficientes de retrodispersión (σ^0) mediante el modelo de base física *Integral Equation Model* (Fung, 1994) considerando condiciones de suelo desnudo y simulando la configuración de Sentinel-1 (banda C y polarización VV). Se consideraron distintos ángulos de incidencia (entre 20° y 50°) para realizar los análisis correspondientes, así como distintas condiciones de rugosidad variando los parámetros desviación estándar de las alturas (s=1-2 cm) y longitud de correlación (l=5-10 cm) y asumiendo una función de autocorrelación exponencial de la rugosidad (Verhoest *et al.,* 2008).

2.2. Implementación de la técnica

Se desarrolló una función en Python 3.6 que partiendo de la serie temporal de σ^0 calculaba los ratios entre observaciones sucesivas y resolvía el sistema para obtener la serie de ε partiendo de un dato estimado de α_{min} siguiendo Balenzano *et al.* (2013). La posterior transformación de ε en humedad del suelo es inmediata (Hallikainen *et al.,* 1985). Partiendo de esta función se realizó una optimización del parámetro α_{min} contemplando un espacio de variación de ε_{min} entre 0 y 50 con un paso de 0,1. La función seleccionaba como óptimo el α_{min} que minimizaba el RMSE de la serie de ε estimada comparándola con la utilizada como entrada en el IEM.

2.3. Análisis de sensibilidad de α_{min}

Se realizó un análisis de sensibilidad en el que se evaluaron las variaciones en el valor del parámetro α_{min} óptimo y el RMSE de la serie de ε estimada en función de los siguientes aspectos (Tabla 1).

Tabla 1. *Análisis de sensibilidad realizados.*

	Rugosidad			
Análisis	s	l	θ	N
1. Rugosidad	1-2	5-10	30	11a
2. Ángulo θ	1	10	20-50	11a
3. Long. serie N	1	10	30	1m-11a

En el primer análisis se simularon condiciones de rugosidad en un rango de valores representativos de un suelo agrícola poco rugoso o sembrado (s=1, l=10) y un suelo rugoso o labrado (s=2, l=5). En el segundo análisis se evaluó la sensibilidad de α_{min} al ángulo de incidencia de la serie, variándolo entre 20° y 50°. Por último, se evaluó el efecto de la longitud de la serie (N) reduciéndola progresivamente de 11 años a 1 mes.

En estos análisis se evaluó la sensibilidad de la técnica a los eventuales errores en la estimación del parámetro α_{min} cuantificando el incremento en el error (RMSE) en la serie de ε obtenida al variar α_{min} fuera de su valor óptimo $\alpha_{min\ opt}$, tanto en subestimación ($Sens\downarrow$) como en sobreestimación ($Sens\uparrow$):

$$\alpha_{min} < \alpha_{min\,opt} \Rightarrow Sens\downarrow = \left|\frac{\partial RMSE}{\partial \alpha_{min}}\right| \quad (3)$$

$$\alpha_{min} > \alpha_{min\,opt} \Rightarrow Sens\uparrow = \left|\frac{\partial RMSE}{\partial \alpha_{min}}\right| \quad (4)$$

3. RESULTADOS

Los resultados del primer análisis (Figura 1) muestran una reducida influencia de las condiciones de rugosidad en los valores óptimos de α_{min} obtenidos. Los resultados son independientes de l y para s se observa que el α_{min} óptimo se reduce ligeramente conforme s aumenta, aunque las diferencias tanto en su valor como en el RMSE son muy reducidas.

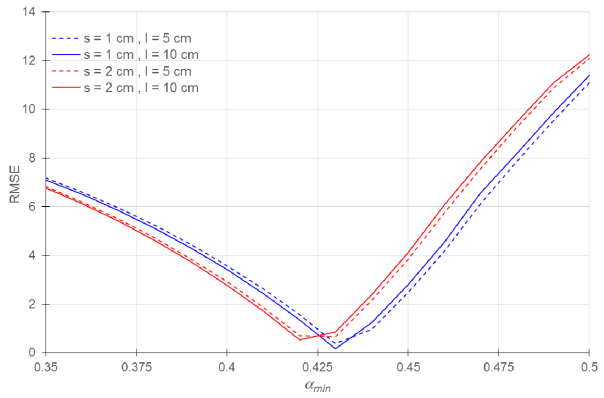


Figura 1. *Error en la estimación de ε en función de α_{min} para distintas condiciones de rugosidad.*

Se aprecia la alta sensibilidad de la técnica al valor de α_{min}, sobre todo en el caso de la sobreestimación, con unos valores de *Sens*↑=135 y *Sens*↓=77 (para *s*=1cm y *l*=10 cm), de forma que una subestimación de α_{min} de 0,05 unidades implica un RMSE de 5 en la serie de ε, lo que equivale a un RMSE en la estimación de humedad de ~0,07 cm^3/cm^3, en el caso contrario, una sobreestimación de 0,05 implica un RMSE de ~0,10 cm^3/cm^3 en la estimación de humedad. Por tanto, se puede afirmar que la sensibilidad a α_{min} es alta, teniendo en cuenta su rango de variación. Estos resultados son prácticamente independientes de las condiciones de rugosidad consideradas.

En el segundo análisis, se observa que el valor de α_{min} óptimo se incrementa de forma marcada conforme aumenta el ángulo de incidencia de la serie (Figura 2). En todos los casos se obtienen RMSE mínimos adecuados, pero se aprecia una mayor sensibilidad al valor de α_min conforme disminuye el ángulo de incidencia (Tabla 2), lo que implicaría un mayor error en las estimaciones de humedad en caso de una imprecisa estimación de α_{min} a ángulos de incidencia bajos, sobre todo en el caso de una sobreestimación de su valor.

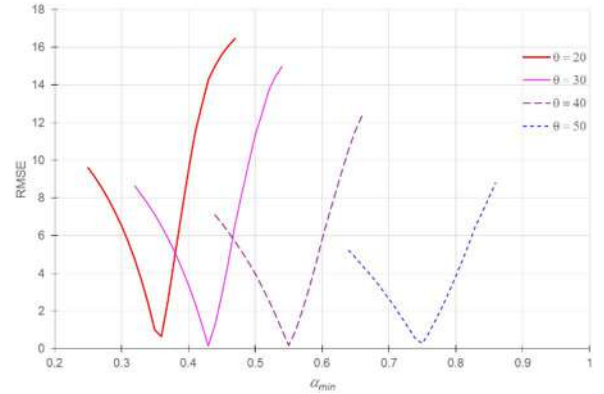


Figura 2. *Error en la estimación de ε en función de α_{min} para distintos ángulos de incidencia (θ).*

Tabla 2. *Sensibilidad al ángulo de incidencia.*

	Ángulo de incidencia (°)			
Sensibilidad	20	30	40	50
Sens↓	81	77	63	45
Sens↑	144	135	111	77

Por último, la longitud de la serie tiene también una influencia clara en el valor de α_{min} óptimo que se obtiene (Figura 3). Con una serie de varios años el valor se estabiliza en torno a 0,43 pero a medida que la serie se reduce la probabilidad de que se den condiciones de suelos secos en las observaciones se reduce, con lo que el valor de α_{min} óptimo aumenta y también su variabilidad entre periodos y el RMSE (aunque siga teniendo una magnitud muy reducida). Longitudes de la serie inferiores a un año implican un aumento drástico del α_{min} medio dado que en la mayoría de periodos no se producen condiciones de humedad baja. Además, se observa una reducción en la sensibilidad conforme se reduce la longitud de la serie (Tabla 3), con valores mínimos para periodos de un mes.

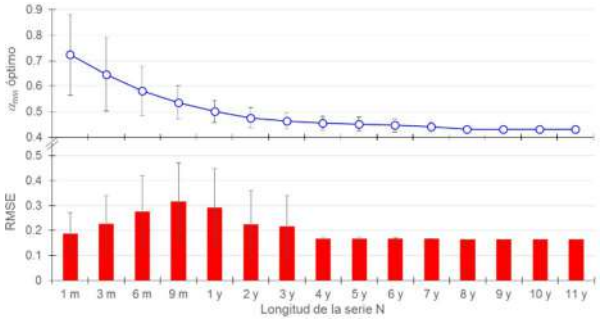


Figura 3. *Influencia de la longitud de la serie en el valor óptimo de α_{min} y en el error obtenido.*

Tabla 3. *Sensibilidad a la longitud del periodo.*

	Longitud de la serie				
Sensibilidad	11a	3a	1a	6m	1m
Sens↓	77	75	68	64	47
Sens↑	135	132	125	122	89

Tomando como referencia una serie de un mes, se observa que los valores de α_{min} óptimo obtenidos varían de forma clara en función del mes del año (Figura 4), tomando los meses estivales valores más bajos y los meses de invierno valores más altos.

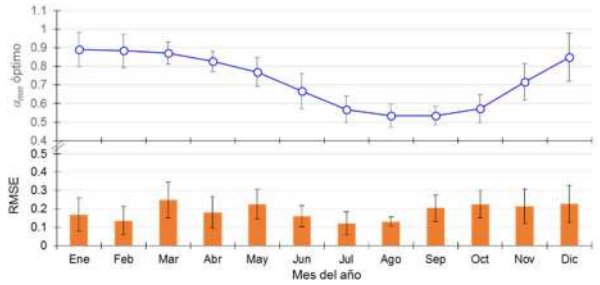


Figura 4. *Valores óptimos de α_{min} para series de longitud mensual en función del mes del año.*

Los valores de α_{min} óptimo mostrados en la Figura 4 se pueden utilizar como referencia para aplicar la técnica en casos en los que no se cuente con medidas de campo con las que optimizar su valor.

4. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran una influencia despreciable de las condiciones de rugosidad en el valor de α_{min} óptimo obtenido y en el error en la estimación de la humedad. Por tanto, parece que la técnica puede ser aplicable a suelos con distintas condiciones de rugosidad, siempre que éstas se mantengan a lo largo del periodo de tiempo considerado. Por otro lado, el ángulo de incidencia

tiene una influencia clara en el valor de α_{min} óptimo obtenido, con valores más altos conforme aumenta el ángulo de incidencia de la serie. Además, la sensibilidad a α_{min} es mayor a ángulos de incidencia pequeños, por tanto en estos casos una imprecisión en la estimación de α_{min} se traduciría en un error mayor en la estimación de la humedad que a ángulos de incidencia mayores. Por último, se ha observado que la longitud de la serie considerada afecta sobremanera al valor de α_{min} óptimo obtenido. Para series más largas que un año es muy probable que en algún momento se alcancen condiciones de suelo seco, por lo que el valor de α_{min} óptimo se estabiliza en torno a 0,43. A medida que se reduce el periodo considerado, el valor de α_{min} óptimo se torna más variable en función de las condiciones de humedad de cada periodo. Además, se observa que la sensibilidad de la técnica al valor de α_{min} se reduce conforme se acorta el periodo considerado, obteniéndose valores de sensibilidad mínimos para periodos de 1 mes. Para un ángulo de incidencia de 30° y condiciones de rugosidad reducidas se observa que el α_{min} óptimo varía entre ~0,50 en los meses de verano hasta ~0,90 en los meses húmedos, siendo esta tendencia estable a lo largo de los distintos años estudiados.

5. CONCLUSIONES

El estudio sintético realizado sugiere una influencia reducida de las condiciones de rugosidad en la aplicabilidad de la técnica. Por otro lado, se observan variaciones importantes en el valor de α_{min} óptimo obtenido en función del ángulo de incidencia y una menor sensibilidad a este parámetro para ángulos de incidencia medios o elevados (30°-50°). Por último, se demuestra una gran influencia de la longitud de la serie en el valor de α_{min} óptimo obtenido, siendo éste relativo a las condiciones de humedad del periodo considerado. Tras este análisis se recomiendan unos valores orientativos de α_{min} óptimo en función del mes del año. En futuros estudios se tratará de corroborar las conclusiones obtenidas con investigaciones realizadas con observaciones reales.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado en parte por el proyecto CGL2016-75217-R (MINECO/FEDER, EU) y la beca FPI BES-2017-080560 (MINECO).

7. BIBLIOGRAFÍA

Balenzano, A., Satalino, G., Lovergine, F., Rinaldi, M., Iacobellis, V., Mastronardi, N., Mattia, F. 2013. On the use of temporal series of L- and X-band SAR data for soil moisture retrieval. Capitanata plain case study. European Journal of Remote Sensing, 46(1), 721–737.

Notarnicola, C. 2014. A Bayesian change detection approach for retrieval of soil moisture variations under different roughness conditions. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters, 11(2), 414–418.

Famiglietti, J.S., Wood, E.F. 1994. Multiscale modeling of spatially-variable water and energy-balance processes. Water Resources Research, 30(11), 3061–3078.

Fung, A.K. 1994. Microwave Scattering and Emission Models and Their Applications. Artech House, Norwood.

Hallikainen, M.T., Ulaby, F.T., Dobson, M.C., El- Rayes, M.A., Wu, L.K. 1985. Microwave dielectric behaviour of wet soil-Part I, Empirical models and experimental observations. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, GE-23, 25–33.

Kornelsen, K.C., Coulibaly, P. 2013. Advances in soil moisture retrieval from synthetic aperture radar and hydrological applications. Journal of Hydrology, 476, 460–489.

Loizu, J., Alvarez-Mozos, J., Casali, J., Goni, M. 2016. Evaluation of TOPLATS on three Mediterranean catchments. Journal of Hydrology, 539. 141–161.

Verhoest, N.E.C., Lievens, H., Wagner, W., Álvarez- Mozos, J., Moran, M.S., Mattia, F. 2008. On the soil roughness parameterization problem in soil moisture retrieval of bare surfaces from synthetic aperture radar. Sensors, 8(7), 4213-4248.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 59-62. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Metodología de identificación del cultivo de arroz basada en el análisis de un parcelario y serie de imágenes Sentinel 2 para la aplicación del control de las ayudas de la Política Agrícola Común en Murcia

Erena, M.[(1)], López, F.J.[(1)], Esteban, C.[(2)], Soriano, A.[(2)], Hernández, Z.[(1)], Atenza, J.F.[(1)], López, J.A.[(1)], Ortiz, F.J.[(1)], Domínguez, J.A.[(3)]

[(1)] IMIDA, C/ Mayor s/n, La Alberca. Murcia, España. manuel.erena@carm.es

[(2)] FEGA. D. G. de Fondos Agrarios y Desarrollo Rural, Murcia, España.

[(3)] Crop Research Institute, VURV, Prague, República Checa.

Resumen: Este trabajo analiza una metodología de identificación de cultivos de arroz basada en Sentinel 2 para la aplicación del *monitoring* de la Política Agrícola Común (PAC). En este sentido, implementamos y evaluamos un esquema de reconocimientos de patrones basado en parcelas para producir mapas precisos de cultivos en una zona agrícola de pequeños agricultores en Calasparra, Murcia. Se analiza una serie temporal de 2 años de imágenes Sentinel 2. Los productos 1C se procesan con la herramienta de escritorio SNAP, utilizando la *Toolbox* de Sentinel 2, llevamos a cabo la corrección atmosférica utilizando Sen2Cor. Las imágenes utilizadas modelan las etapas de crecimiento del arroz utilizando índices como el NDVI y el NDWI. El parcelario del SIGPAC proporcionará la información geoespacial para la delineación de los cultivos de arroz y las declaraciones de los agricultores locales, como parte de sus solicitudes de ayudas de la PAC, para el tratamiento de las imágenes se utilizó QGIS. La mayor parte del presupuesto de la PAC se gestiona y controla a través de su Sistema Integrado de Gestión y Control (SIGC) con el objetivo de salvaguardar las ayudas de la PAC y ayudar a los agricultores a presentar sus declaraciones. El IACS se implementa a nivel regional a través de agencias de pago (AP). Finalmente, realizamos un análisis de verificación de cumplimiento para el requisito de PAC para mostrar la capacidad del esquema para tomar decisiones efectivas dentro del contexto del control de los ayudas de la PAC. Durante la primera fase, el valor total de los productos de EO desarrollados y el sistema de procesamiento se evaluará mediante una demostración a escala regional durante el año 2019. Esta demostración se llevará a cabo en el entorno operacional de la AP comprometida. Esta fase también incluirá la capacitación necesaria y las actividades de creación de capacidad para la transferencia de los productos y servicios basados en teledetección desarrollados para el servicio de pagos regional.

Palabras clave: arroz, *monitoring*, política agraria comunitaria, Sentinel 2, OpenSource.

Schematic identification of rice crops using parcel-based Sentinel 2 data series for the monitoring of the Common Agricultural Policy in Murcia

Abstract: *This work analyses a Sentinel-2 based rice crop identification methodology for the monitoring of the Common Agricultural Policy (CAP). In this regard, we implemented and evaluated a parcel-based pattern recognition scheme to produce accurate crop mapping in a smallholder agricultural zone in Calasparra, Murcia, Spain. A parcel-based Sentinel 2 MSI time-series approach was used for the construction of the feature space. Sentinel 2 products will be processed with the SNAP desktop tool, using the Sentinel-2 Toolbox, and we carried out atmospheric correction using Sen2Cor. The images used model the growth stages of the rice crop using indices such as NDVI and NDWI. The local Land-Parcel Identification System (LPIS), which provides the geospatial input for rice crop delineation, and local farmers' declarations, as part of their CAP subsidy applications, were employed for the object partitioning of the images and the supervised classifiers' training, in QGIS. The largest part of the CAP budget is managed and controlled through its Integrated Administration and Control System (IACS), to safeguard the CAP finances and help the farmers to submit their declarations. The IACS is implemented at the regional level through Paying Agencies (PA). Lastly, we performed a compliance check analysis for the CAP requirement to showcase the scheme's capacity for effective decision making within the context of the control of CAP subsidies. During the first phase, the full value of the developed EO products and processing system will be assessed through a regional-scale demonstration during the year 2019. This demonstration will be carried out in the operational environment of the engaged PA. This phase will also include the necessary training and capacity-building activities for the transfer of the developed EO products and services to the regional PA.*

Keywords: *rice, monitoring, common agricultural policy, sentinel 2, OpenSource.*

1. INTRODUCCIÓN

El cultivo del arroz de Calasparra se protege con un R.D. el 1 de febrero de 1908, y en él se delimita el coto arrocero que se distribuye en tres términos municipales: Hellín, Moratalla y Calasparra, siendo este último el municipio en el que se da mayor superficie. El coto tiene una superficie de 2463 hectáreas, aunque se destina sólo un tercio de ellas, unas 875 ha al cultivo del arroz en la actualidad. De las 2463 ha de su superficie, unas 1500 pertenecen a Calasparra, 500 ha a Hellín y las restantes a Moratalla.

El objetivo de este trabajo es evaluar el uso de los satélites Sentinel 2 para el *monitoring* o control establecido mediante el Reglamento (UE) 2018/746 de la Comisión de 18 de mayo de 2018 (EU, 2018) por el que se modifica el Reglamento (UE) 809/2014 (UE, 2013), que permite el uso de las nuevas tecnologías en la administración del Sistema Integrado de Gestión y Control (SIGC) en lo que respecta a las solicitudes únicas, solicitudes de pago y a los controles a realizar. En el reglamento permite la observación, seguimiento y evaluación regular y sistemático de todos los criterios de admisibilidad, los compromisos y otras obligaciones que puedan ser objeto de monitorización mediante el uso de los satélites Sentinel de Copernicus u otros datos con valor equivalente (Satélites de alta resolución, drones y fotografías georreferenciadas), durante un período de tiempo que permita extraer conclusiones sobre el pago de la ayuda solicitada y la admisibilidad de cada parcela según las recomendaciones técnicas del definidas por la UE (JRC,2018).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Imágenes de satélite utilizadas

Las imágenes utilizadas proceden del sensor MSI del satélite Sentinel 2 (ESA, 2015), correspondientes a la escena T30SXH, el periodo previo estudiado es de 2 años anteriores al año de puesta en marcha (1 de enero de 2016 hasta el 31 de diciembre de 2018). En el año 2019 el periodo estudiado en este trabajo va del 1 de enero al 10 de junio, siendo el número de imágenes sin nubes de 18. El satélite Sentinel 2, toma imágenes cada 5 días, con 13 bandas de las que utilizaremos las bandas 2, 3, 4 y 8 que tienen 10 m de resolución. Las imágenes se pueden descargar como reflectancia BOA ortorectificada (L2A) (Figura 1) o se puede calcular con la aplicación *Sentinel Application Platform* (SNAP) a partir del producto (L1C). Este procedimiento está probando en diferentes cultivos (Sitokonstantinou, 2018) y también puede complementarse con el uso de Sentinel 1 para las zonas con frecuente cobertura nubosa (Van Tricht, 2018).

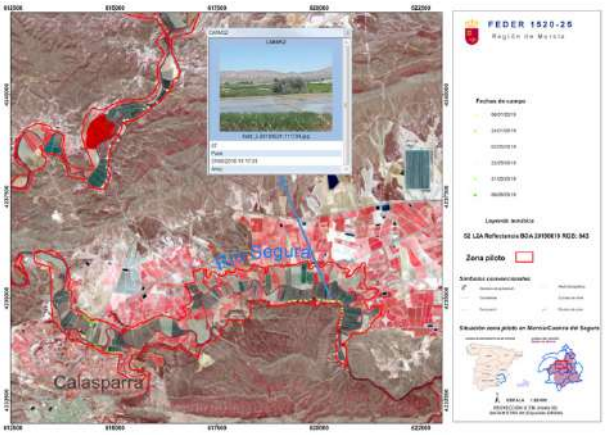


***Figura 1**. Imagen Sentinel 2 composición RGB: 843 de la zona arrocera en Calasparra el 10/06/2019.*

2.2. Implementación de la vigilancia y control

Conforme a la información de las solicitudes únicas de 2019 la estimación del número de expedientes que serán objeto de controles por monitorización es de 67, con 306 recintos y una superficie total de 339 ha. Los recintos que tienen una superficie inferior a 0,3 ha y en base al importe unitario de la ayuda asociada al cultivo (116 Euros/ha) tienen un riesgo económico inferior a 50 euros, y por lo tanto se considera que el impacto económico es despreciable en caso de error en la codificación. Una vez efectuado el análisis de las dos campañas anteriores, se están procesando las solicitudes de la ayuda asociada al cultivo del arroz correspondientes a 2019 siguiendo el siguiente diagrama de flujo (Figura 2).

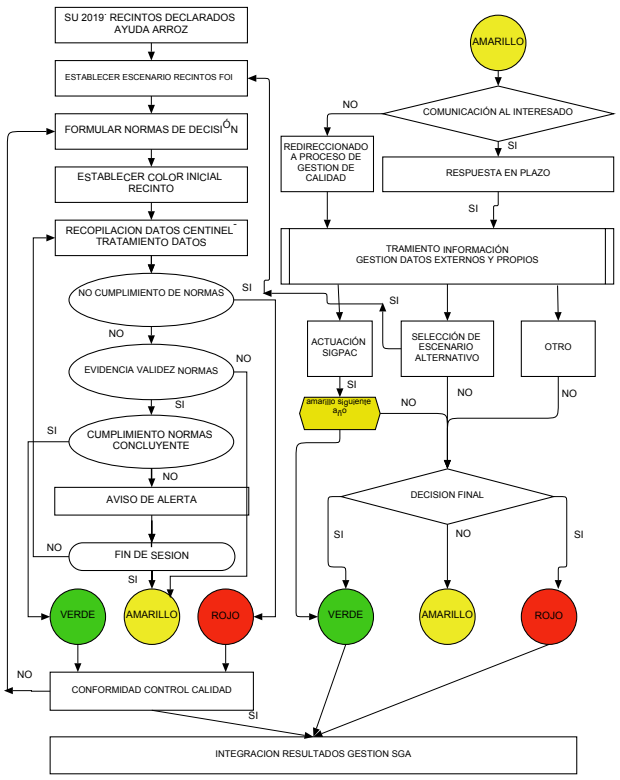


***Figura 2**. Diagrama de flujo en el proceso de monitorización de la ayuda al cultivo del arroz.*

2.3. Procesado de las imágenes y el cálculo de los índices

Todas las imágenes utilizadas tienen el nivel de procesamiento L2A. El procedimiento de corrección atmosférica utilizado es el proporcionado por la aplicación SNAP de la ESA basado en Sen2Cor. La extracción de los valores de los índices normalizados en los recintos se realizó mediante el software QGIS. Una vez obtenido el producto L2A, se calcula la estadística zonal para todas las parcelas que solicitarán ayudas en el año 2019 y se cruza con todas las imágenes sin nubes en los dos años anteriores, obteniendo la serie temporal de $NDVI_{BOA}$ entre el 1 de enero de 2017 al 10 de junio de 2019 (42 imágenes), de las cuales 18 imágenes son de 2019. Para definir el patrón de desarrollo se utiliza el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada-NDVI basado en la banda del infrarrojo (842 nm) y la banda roja (665 nm) (Rouse, 1974).

$$NDVI = \frac{IR - R}{IR + R} \quad (1)$$

Para la determinación del periodo inundado se usa el Índice Diferencial de Agua Normalizado (NDWI) basado en la banda del infrarrojo (842 nm) y la banda verde (560 nm) según la definición de (McFeeters, 1996). Los valores obtenidos a partir del NDWI con esta combinación de bandas están comprendidos entre 0 y –0,4 para las superficies con agua o muy húmedas y entre –0,6 a –1 para el suelo seco.

$$NDWI = \frac{G - IR}{G + IR} \quad (2)$$

Las series NDVI y los desarrollos *OpenSource* ya se están usando para el seguimiento de la PAC (Kanjir, 2018), para el seguimiento de cultivos de arroz con el satélite MODIS (Tornos, 2015).

2.4. Drones y geofotos para la revisión de campo.

Para la comprobación geométrica de los recintos declarados dudosos se propone utilizar un dron Parrot Sequoia con cámara multiespectral de cuatro bandas: Verde (550 nm) rojo (660 nm), *red Edge* (735 nm) e infrarojo cercano (790 nm), con el dron se han obteniendo rendimientos de 80 ha/hora, con un tiempo de procesado de 6 horas para obtener ortofotos de 10 cm de resolución y los índices biofísicos utilizados. Para el seguimiento de los recintos declarados se han tomado 105 geofotos en 6 fechas diferentes utilizando una encuesta diseñada mediante el estándar XLSForm con la aplicación Survey 123 for ArcGiS en una Tablet Samsung Galaxy S2 (Figura 3).

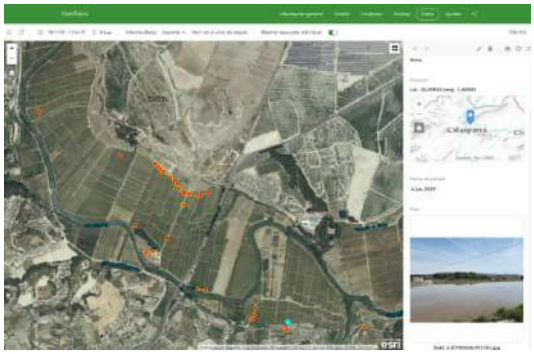


***Figura 3**. Capa de geofotos del 06/06/2019.*

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Análisis de las imágenes

En estudios similares (Tornos, 2015) se determinó que las mejores bandas para el desarrollo de los patrones de desarrollo vegetativo correspondían a las bandas del rango visible del espectro electromagnético en el rojo (600 nm 700 nm) e infrarojo (842 nm). En la gráfica se representan los valores parcelarios del $NDVI_{BOA}$ que se tomaran de patrón para la identificación de parcelas cultivadas de arroz, los resultados para los años 2017 y 2018 se muestran en la (Figura 4). Para representar los límites mínimos y máximos se ha empleado la fórmula $\mu \pm 1{,}645\sigma$, donde μ se corresponde con la media del NDVI para todos los recintos declarados ese año para cada fecha analizada y σ la desviación típica de los mismos.

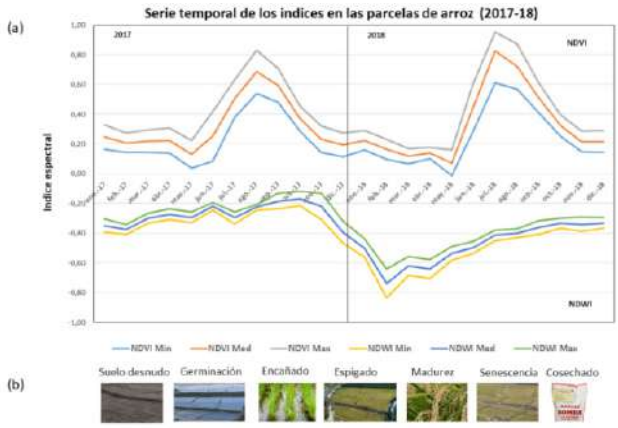


***Figura 4**. Evolución del NDVI (a) y principales fases BBCH del cultivo del arroz en la zona de la D.O. Calasparra (b).*

Los resultados obtenidos en la serie temporal (Figura 4) muestran que el valor promedio del NDVI coincide con el desarrollo previsto de la fenología del cultivo. Este tipo de caracterización ha sido utilizado con éxito en la identificación de los estados vegetativos de diferentes variedades de otros cereales como el trigo usando drones con cámaras multiespectrales (Khan, 2018). Para la codificación del estado fenológico del arroz se utiliza la escala extendida de la BBCH (Meier, 2018).



***Figura 5**. Tecnologías usadas para la visualización de resultados en la plataforma CREODIAS.*

Los resultados obtenidos en la serie temporal (Figura 4) muestran que el valor más alto del NDWI coincide con el periodo inundado en las parcelas y creemos que es un buen marcador complementario al NDVI para identificar el cultivo, aunque los valores obtenidos en 2018 fueron más bajos que los registrados en 2017 y los registrados hasta el 10/06/2019. El periodo de inundación de las parcelas se inició sobre el 11/05/2019 y el primer ciclo para la siembre finalizo coincidiendo con la imagen del 10/06/2019.

El acceso a toda la información generada se puede realizar a través de visores basados en tecnologías *OpenSource* (Java, Grass, QGIS, MapStore2, Geoserver y OpenLayers) que se comunican con la herramienta de gestión de las ayudas denominada SGA, desarrollado por el FEGA, mediante ficheros de intercambio (XML). Las tecnologías utilizadas para el desarrollo del sistema (Figura 5) se han desplegado en una de las 5 plataformas DIAS (*Data and Information Access Services*) promovidas por la Comisión Europea para facilitar el acceso a los datos del programa Copernicus, que en nuestro caso fue la denominada CREODIAS (https://www.copernicus.eu/en/access-data/dias).

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se han presentado los primeros resultados de un sistema de seguimiento de las ayudas de la PAC mediante el denominado *monitoring*. Las técnicas de teledetección y toma de datos *in situ* en el presente trabajo han resultado adecuadas, permitiendo abordar de manera sinóptica y económica la identificación de los patrones de crecimiento del arroz. Los resultados obtenidos pueden ser muy útiles para anticipar la toma de decisiones en la gestión de las ayudas de la PAC. La experiencia adquirida desde el inicio del programa Copernicus hasta nuestros días en el estudio y seguimiento de masas de los cultivos mediante imágenes multiespectrales procedentes del sensor MSI de la serie Sentinel 2, nos indica la utilidad de incorporar la toma de datos *in situ* tomados con fotografías georreferenciadas e imágenes procedentes de drones con cámaras multiespectrales, para ajustar patrones de desarrollo específicos para cultivos como el arroz en zonas de gran disponibilidad de imágenes Sentinel 2 sin nubes como es la D. O. de Calasparra.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido cofinanciado al 80 ciento por el Fondo Europeo Desarrollo Regional mediante el proyecto (FEDER 1420-25) y un 20 por ciento por la Comunidad Autónoma de Murcia. Agradecimiento al JRC y al FEGA por facilitar el acceso a la plataforma CREODIAS para el desarrollo de este piloto.

6. BIBLIOGRAFÍA

ESA. (2015). SENTINEL 2 User Handbook. Available online: https://Sentinel.esa.int/documents/Sentinel-2_User_Handbook.PDF (accessed on 9 Jan 2019)

European Union. Regulation (EU) No. 1306/2013. Available online: http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:347:0549:0607:ES:PDF (accessed on 4 Jan 2019)

European Union. Regulation (EU) No. 2018/746. Available online: http://data.europa.eu/eli/reg_impl/2018/746/oj:ES:PDF (accessed on 9 Jan 2019)

JRC. (2018). Technical guidance on the decision to go for substitution of OTSC by monitoring (JRC). ISPRA: JRC IES.

Khan Z., Chopin J., Cai J., Vahid-Rahimi E., Haefele S. y Miklavcic S.J (2018). Quantitative Estimation of Wheat Phenotyping Traits Using Ground and Aerial Imagery, 1–19. http://doi.org/10.3390/rs10060950

Kanjir, U., Đurić, N. y Veljanovski, T. (2018). Sentinel-2 Based Temporal Detection of Agricultural Land Use Anomalies in Support of Common Agricultural Policy Monitoring. ISPRS International Journal of Geo-Information, 7(10), 405. http://doi.org/10.3390/ijgi7100405

Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., Deering, D. W. y Harlan, J. C., (1974). Monitoring the vernal advancements and retrogradation of natural vegetation. NASA/GSFC, Final Report, Greenbelt, MD, USA, 1–137.

McFeeters, S. K. (1996). The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. International Journal of Remote Sensing, 17(7), 1425–1432. http://doi.org/10.1080/01431169608948714

Meier U. (2018). BBCH Monografías. Etapas de desarrollo de las plantas monocotiledóneas y dicotiledóneas. Instituto Julius Kühn. Quedlinburg. Alemania.

Sitokonstantinou, V., Papoutsis, I., Kontoes, C., Arnal, A. L., Andrés, A. P. A. y Zurbano, J. A. G. (2018). Scalable parcel-based crop identification scheme using Sentinel-2 data time-series for the monitoring of the common agricultural policy. Remote Sensing, 10(6). http://doi.org/10.3390/rs10060911.

Tornos, L., Huesca, M., Dominguez, J. A., Moyano, M. C., Cicuendez, V., Recuero, L. y Palacios-Orueta, A. (2015). Assessment of MODIS spectral indices for determining rice paddy agricultural practices and hydroperiod. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 101, 110–124. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.12.006

Van Tricht, K., Gobin, A., Gilliams, S. y Piccard, I. (2018). Synergistic use of radar sentinel-1 and optical sentinel-2 imagery for crop mapping: A case study for Belgium. Remote Sensing, 10(10), 1–22. http://doi.org/10.3390/rs10101642.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 63-66. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Monitorización multiescalar del estrés hídrico a largo plazo en olivar de super-alta densidad

Díaz-Delgado, R.[1], Díaz-Espejo, A.[2]
[1] Laboratorio de SIG y Teledetección (LAST-EBD), Estación Biológica de Doñana, CSIC, c/ Américo Vespucio 26, 41092-Sevilla, España. rdiaz@ebd.csic.es
[2] Grupo de Irrigación y Ecofisiología de Cultivos, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC, Av. de la Reina Mercedes, 10, 41012, Sevilla, España.

Resumen: Ante la demanda productiva en el ámbito agrícola, una de las soluciones es el incremento de densidad en las plantaciones de árboles frutales bajo régimen de riego. Además, en climas con déficit hídrico, estas plantaciones deben mantener regímenes de riego deficitarios, en previsión de carencia de agua. Bajo esta premisa, se ha monitorizado el funcionamiento fisiológico de un olivar de super-alta densidad sometido a diferentes tratamientos de riego. Conocer la respuesta a estrés hídrico mantenido permite establecer los límites fisiológicos para la producción máxima de frutos y de máxima calidad. De forma complementaria a la monitorización con instrumentación in situ, se efectuó un seguimiento multiescalar utilizando imágenes del Sentinel-2 MSI y vuelos con UAVs con cámaras en el visible, térmico, multi e hiperespectrales, acompañada de espectroradiometría de campo. Se efectuaron varios vuelos específicamente previamente a los tratamientos de riego. La información obtenida complementa los datos adquiridos por los sensores de fisiología ubicados en un número reducido de individuos. De esta forma puede interpretarse a escala de toda la parcela de tratamientos los efectos del estrés hídrico. El seguimiento mediante Sentinel-2, a pesar de su resolución, corroboró los patrones de funcionamiento por tratamiento en el periodo de estudio. Las imágenes multiespectrales y térmicas permitieron identificar los individuos más resistentes. La reconstrucción del Modelo Digital de Superficies obtenido a partir de la nube de puntos de los vuelos con la cámara en el visible permitió obtener la geometría de las copas como datos de entrada para definir la arquitectura foliar. Finalmente las imágenes hiperespectrales ofrecieron la posibilidad de componer índices de estrés hídrico para identificar a los individuos más afectados por los tratamientos extremos.

Palabras clave: estrés hídrico, riego deficitario, dron, multiespectral, hiperespectral.

Multi-scale monitoring of long-term water stress of olive trees in super-high density hedgerow orchards

Abstract: *Agricultural productive demand is continuously raising so researchers and farmers are offering different solutions among which one option is the increase of density in fruit tree plantations under irrigation regime. In addition, in climates with water deficits, these plantations must maintain deficit irrigation regimes, in anticipation of water shortages. Under this premise, the physiological functioning of a super-high density olive grove subjected to different irrigation treatments has been monitored. Knowing the response to water stress maintained allows establishing the physiological limits for the maximum production of fruits and maximum quality. In a complementary way to the monitoring with in situ instrumentation, a multiscalar follow-up was carried out using Sentinel-2 MSI images and flights with UAVs with visible, thermal, multi and hyperspectral cameras, together with field spectroradiometry. Several flights were made specifically prior to the irrigation treatments. The information obtained complements the data acquired by physiology sensors located in a small number of individuals. In this way the effects of water stress can be interpreted on a scale of the entire treatment plot. Follow-up by Sentinel-2, despite its resolution, corroborated the patterns of operation by treatment in the study period. The multispectral and thermal images allowed to identify the most resistant individuals. The reconstruction of the Digital Surface Model obtained from the point cloud of the flights with the camera in the visible allowed to obtain the geometry of the cups as input data to define the foliar architecture. Finally, the hyperspectral images offered the possibility of composing water stress indexes to identify the individuals most affected by the extreme treatments.*

Keywords: *water stress, irrigation shortage, drone, multispectral, hyperspectral.*

1. INTRODUCCIÓN

Dada la alta demanda de producción agrícola y las previsiones en relación al cambio climático, se están implementando y evaluando soluciones que permitan mantener e incluso aumentar la producción de los diferentes cultivos (Fernandes et al., 2018). Una de las opciones en cultivos leñosos de regadío en clima mediterráneo son las plantaciones de super-alta densidad en espaldera. En estos diseños se maximiza la superficie cultivada minimizando el consumo de agua. Uno de los retos bajo la predicción consistente de reducción en la disponibilidad de agua es encontrar el óptimo de producción con el mínimo riego. Este sistema de riego en déficit requiere de un buen conocimiento de las respuestas fisiológicas de la planta fundamentalmente aquéllas que inciden en la producción de frutos (Tardieu et al., 2011). Para ello, la monitorización en continuo mediante sensores *in situ* (flujo de savia, dendrómetros de rama y frutos, etc.) proporciona información crítica para conocer el estado de la planta monitorizada y su respuesta a diferentes tratamientos de riego. No obstante,

este tipo de instalaciones son costosas tanto en términos de adquisición como de mantenimiento y por tanto suelen implementarse en unos pocos individuos seleccionados. Sin embargo, la teledetección mediante el uso de imágenes de satélite o adquiridas desde drones constituye una aproximación multiescalar que aporta información a sobre otros individuos no monitorizados y agregada de cada parcela de tratamiento.

Existen multitud de métodos para determinar el estrés hídrico mediante técnicas de teledetección. Habitualmente el empleo de sensores multiespectrales con bandas en el Infrarrojo cercano o incluso en el *Red Edge* son suficientes para identificar las diferencias en el contenido de humedad indirectamente estimado a partir de índices de vegetación (Baluja et al., 2012). Si además se dispone de sensores térmicos, puede estimarse la temperatura foliar que está relacionada con el nivel de estrés de la planta. Por último, la disponibilidad de imágenes hiperespectrales permite ampliar las posibilidades de estima de índices espectrales más específicos como el PRI (*Photochemical Reflectance Index*, Gamon et al., 1992) muy relacionado con el estrés hídrico (Suárez et al., 2010) y con el contenido en humedad relativo en olivares (Sun et al., 2014).

Con estas premisas el LAST-EBD ha colaborado en el proyecto OPERA (ERA-NET Actions H2020) cuyo objetivo principal es integrar, aplicar y mejorar las técnicas y tecnologías actuales en riego de precisión, en paralelo a la selección de cultivos de baja demanda hídrica bajo diferentes condiciones de clima actual y futuro. La contribución consistió en la monitorización multiescalar de una finca experimental mediante la adquisición de imágenes multi e hiperespectrales, térmicas y visibles y el empleo de imágenes del satélite Sentinel-2 MSI. Se evaluó la utilidad de las diferentes imágenes en la cartografía de estrés hídrico.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Parcela experimental de cultivo

El IRNAS-CSIC mantiene una instalación experimental de monitorización en una finca de olivar variedad Arbequina en espaldera de super-alta densidad desde 2016 localizada en la provincia de Sevilla en las proximidades de Utrera denominada finca Sanabria. En ella los árboles están plantados en hileras separadas entre sí 4 m y cada individuo del siguiente a 1,5 m consiguiendo una densidad de 1667 árboles/ha. La parcela tiene dos tratamientos de riego, uno de ellos deficitario, distribuidos aleatoriamente en subparcelas de 12×16 m, que incluyen 24 árboles cada una, donde el árbol central de cada una de ellas está monitorizado fisiológicamente (Figura 1).

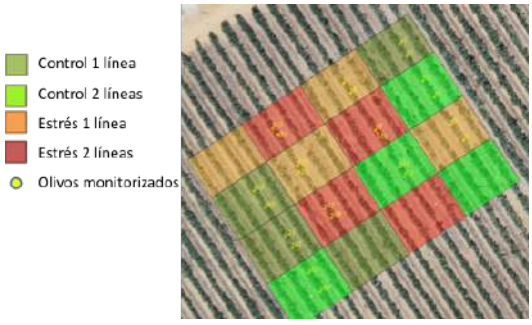


***Figura 1**. Diseño experimental en subparcelas por tratamiento y árboles monitorizados en la parcela de Sanabria.*

2.2. Extracción de series temporales de NDVI de Sentinel-2 y análisis por tratamiento

Con objeto de valorar el efecto histórico desde el comienzo de los tratamientos de riego y evaluar la utilidad de los satélites Sentinel-2 se procedió a extraer los valores históricos de NDVI de las imágenes de reflectividad en superficie del sensor MSI. Para ello empleamos la herramienta *Google Earth Engine* (GEE) implementando un *script* de extracción por polígonos en forma de tabla. Se extrajeron un total de 149 valores por píxel interrogado desde julio de 2015 hasta septiembre de 2018.

2.3. Vuelos con dron y cámaras térmica, multi e hiperespectral

El LAST-EBD efectuó vuelos antes de los momentos de riego los días 27 de junio, 30 de agosto y 24 de octubre de 2018. Se utilizaron los siguientes drones y sensores:

- Sensefly eBee de ala fija con cámara multiespectral Parrot Sequoia (4 bandas, 2 visible, 1 *Red Edge* y 1 Infrarrojo cercano), con cámara ThermoMap (térmico 7.5-13.5 mm) y con cámara en el visible SODA 20 Mpix.
- Multirrotor Phantom 4 Pro+ equipado con cámara visible 4K de 20 Mpix.
- Multirrotor Microdrones Md4-1000 equipado con cámara hiperespectral Cubert S185 (125 bandas entre 450 y 950 nm de 4 nm de ancho.

Los vuelos se efectuaron siempre entre las 11 y las 13 horas UTC. El procesamiento geométrico y radiométrico se efectuó con el software Pix4D que permite obtener reflectividades para la Parrot Sequoia y Temperaturas de superficie para la ThermoMap. Las imágenes hiperespectrales son incorporadas al procesamiento en reflectividades. Las nubes de puntos obtenidas con las cámaras en el visible fueron utilizadas para extraer la geometría y altura de las copas.

3. RESULTADOS

3.1. Información proporcionada por Sentinel-2

Los valores históricos de NDVI por sub-parcela fueron extraídos mediante el uso de GEE en pocos minutos. La superposición de los píxeles supera el tamaño de las sub-parcelas. A pesar de ello, el acumulado de los valores

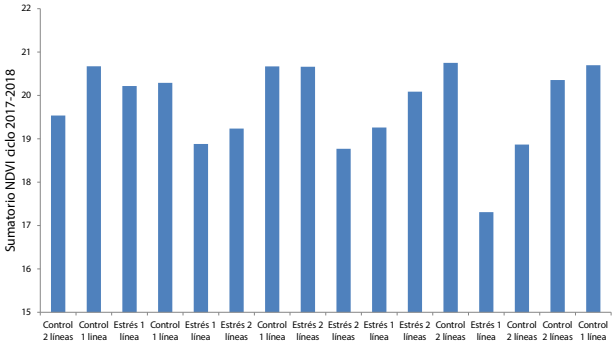


***Figura 2**.Valores acumulados de NDVI en el ciclo vegetativo 2017-2018 por sub-parcelas con sus respectivos tratamientos.*

de NDVI para el ciclo vegetativo 2017-2018 evidencia los efectos de los tratamientos mostrando menores valores las parcelas sometidas a riego deficitario y por tanto a estrés hídrico (Figura 2).

3.2. Información obtenida mediante vuelos de dron

Las imágenes multiespectrales y térmicas permitieron extraer varios índices de vegetación y la temperatura foliar de los individuos monitorizados, mostrando la mejor correlación con los tratamientos aplicados el índice NDRE (*Normalized Difference Red Edge*) y el GNDVI (NDVI calculado con la banda verde). Sin embargo los valores de temperatura foliar estimados no mostraron diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 1) ni tampoco los de NDVI.

Tabla 1*.Valores promedio de los diferentes índices obtenidos con la información multiespectral y con la térmica.*

Tratamiento	NDVI	T (ºC)	NDRE	GNDVI
Control 1 línea	0,76	24,16	0,23	0,68
Control 2 líneas	0,79	24,20	0,24	0,71
Estrés 1 línea	0,79	24,01	0,20	0,70
Estrés 2 líneas	0,68	23,41	0,21	0,65

Finalmente con las imágenes hiperespectrales pudieron extraerse las firmas espectrales para los individuos monitorizados y obtenerse un mapa del PRI (Figura 4).

4. DISCUSIÓN

El uso de información procedente de teledetección espacial y a bordo de drones ha permitido complementar la información de monitorización en continuo establecida en la finca de olivar bajo tratamientos de riego. A pesar de que los píxeles de Sentinel-2 de 10×10 m sobrepasan el tamaño de las subparcelas, la huella temporal del efecto de los tratamientos se hace patente en el acumulado de un ciclo vegetativo completo.

Las imágenes adquiridas con los drones han permitido corroborar las diferencias entre tratamientos si bien la información en el térmico no proporcionó los resultados esperados.

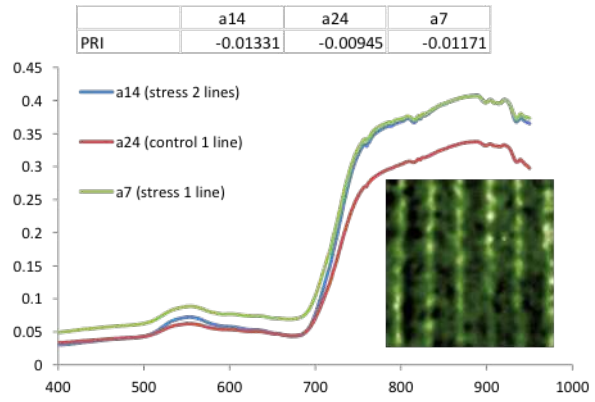


Figura 4*.Ejemplo de firmas espectrales de olivos monitorizados, valores de PRI y recorte de imagen del PRI obtenidas con la cámara hiperespectral.*

5. BIBLIOGRAFÍA

Baluja, J., M. P. Diago, P. Balda, R. Zorer, F. Meggio, F. Morales y J. Tardaguila. 2012. Assessment of vineyard water status variability by thermal and multispectral imagery using an unmanned aerial vehicle (UAV). *Irrigation Science* 30:511–522. doi: 10.1007/s00271-012-0382-9.

Fernandes, R. D. M., M. V. Cuevas, A. Diaz-Espejo y V. Hernandez-Santana. 2018. Effects of water stress on fruit growth and water relations between fruits and leaves in a hedgerow olive orchard. *Agricultural Water Management* 210:32–40. doi: 10.1016/j.agwat.2018.07.028.

Gamon, J. A., J. Peñuelas y C. B. Field. 1992. A narrow-waveband spectral index that tracks diurnal changes in photosynthetic efficiency. *Remote Sensing of Environment* 41:35–44. doi: 10.1016/0034-4257(92)90059-S.

Suárez, L., P. J. Zarco-Tejada, V. González-Dugo, J. A. J. Berni, R. Sagardoy, F. Morales y E. Fereres. 2010. Detecting water stress effects on fruit quality in orchards with time-series PRI airborne imagery. *Remote Sensing of Environment* 114:286–298. doi: 10.1016/j.rse.2009.09.006.

Sun, P., S. Wahbi, T. Tsonev, M. Haworth, S. Liu y M. Centritto. 2014. On the Use of Leaf Spectral Indices to Assess Water Status and Photosynthetic Limitations in Olea europaea L. during Water-Stress and Recovery. *PLoS ONE* 9. doi: 10.1371/journal.pone.0105165.

Tardieu, F., C. Granier y B. Muller. 2011. Water deficit and growth. Co-ordinating processes without an orchestrator? *Current Opinion in Plant Biology* 14:283–289. doi: 10.1016/j.pbi.2011.02.002.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 67-70. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Evolución del NDVI calculado a partir de imágenes Sentinel-2 y su relación con los parámetros bio-físicos en un viñedo de la variedad Verdejo durante 3 años

Vélez, S., Rubio, J.A., Andrés, M.I., Barajas, E.
Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACyL), Unidad de Cultivos Leñosos y Hortícolas.
Ctra. Burgos km 119. 47071 Valladolid, España. velmarse@itacyl.es

Resumen: La información proveniente de los satélites Sentinel puede ser especialmente interesante, puesto que el acceso a las imágenes es gratuito, cuenta con una alta frecuencia de revisita y permite consultar el histórico de imágenes para una zona. Se monitoreó una parcela de viñedo de la variedad Verdejo durante los años 2016, 2017 y 2018, situada en el municipio de La Seca (Valladolid, España). Para ello, cada año se obtuvieron los datos meteorológicos correspondientes a la parcela y se estudió la evolución del NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) en el viñedo, calculado a partir de imágenes multiespectrales, obtenidas de los satélites SENTINEL-2, analizando el desarrollo vegetativo, las capacidades productivas y de calidad de la uva y relacionando estos parámetros con parámetros climáticos. Como resultado, se obtuvo la evolución del NDVI medio de la parcela para cada año, analizando once imágenes para el año 2016, treinta y cinco para el 2017 y treinta y dos para el año 2018. Adicionalmente, se ajustó un modelo lineal con los valores NDVI, la Integral Térmica Eficaz y la precipitación acumulada, obteniendo una R^2 de 0,8. Finalmente, se encontraron diferencias significativas en la mayoría de los parámetros agronómicos y de madurez evaluados, observando una relación con los valores de NDVI tomados en el momento del envero.

Palabras clave: serie temporal, parámetros bio-climáticos, Sentinel-2, NDVI, viñedo, vid.

Evolution of the NDVI calculated from Sentinel-2 images and its relationship with agronomic parameters in a Verdejo vineyard during 3 years

Abstract: *Information from Sentinel satellites can be particularly interesting, because the access to the images is free, has a high revisit frequency and allows to check the image history in an area. A Verdejo vineyard located in La Seca (Valladolid, Spain) was monitored in the years 2016, 2017 and 2018. For this purpose, the meteorological data were obtained and the evolution of the NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) was studied. The NDVI was calculated from multispectral images, obtained from the SENTINEL-2 satellites. The vegetative development and the productive and quality capacities of the vineyard were analysed. As a result, the evolution of the mean NDVI of the plot in each year was obtained, analysing eleven images in 2016, thirty-five in 2017 and thirty-two in 2018. Additionally, a linear model was adjusted with the NDVI values, the Amerine and Winkler thermal index and the accumulated precipitation, obtaining an R^2 of 0.8. Finally, significant differences were found in most of the agronomic and maturity parameters evaluated, observing a relationship with the NDVI values taken at the time of veraison.*

Keywords: *time series, bioclimatic parameters, Sentinel-2, NDVI, vineyard, grapevine.*

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo de tecnologías cada vez más precisas basadas en la teledetección permiten obtener información de la superficie terrestre de manera rápida y precisa (Krishna, 2016). Por otra parte, la variabilidad existente en los viñedos puede ser medida mediante imágenes tomadas de la parcela, que sirven para la estimación de la variabilidad espacial del vigor del cultivo, y han mostrado su utilidad en la estimación de la estructura foliar de la planta y en el contenido de fenoles y color de la uva (Lamb et al., 2004). Asimismo, Martínez-Casasnovas et al. (2010) llevaron a cabo un estudio donde midieron variables de rendimiento, vigor y parámetros de calidad de la uva, además de utilizar el índice de vegetación NVDI. Los resultados mostraron que todas las variables de desarrollo y fertilidad del cultivo (número de yemas, número de brotes, número de racimos, peso de poda) y rendimiento mostraron diferencias significativas en las clases de NDVI identificadas.

A partir del uso de imágenes, existen numerosas formas de aproximarse al estudio de una parcela. Una de ellas, es la utilización de productos obtenidos del satélite con el fin de obtener una serie temporal lo suficientemente densa, que permita obtener información acerca de la evolución de la parcela (Kazmierski et al., 2011). Adicionalmente, se ha estimado que, a partir de una superficie ligeramente superior a las 5 ha, las imágenes por satélite, provenientes de RapidEye y resampleadas a 5 m, son más convenientes que las de otro tipo de fuentes (Matese *et al.*, 2015). Todo ello sin tener en cuenta que el acceso a las imágenes Sentinel es gratuito, cuentan con una alta frecuencia de revisita y se puede consultar el histórico de imágenes para una zona.

El objetivo de este trabajo fue estudiar, durante tres años, la evolución del NDVI en un viñedo de la D.O. Rueda, así como analizar su relación con las variables climáticas y los parámetros medidos en campo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los análisis se realizaron durante los años 2016, 2017 y 2018 sobre un viñedo (*Vitis vinifera* L. cv. Verdejo) injertado sobre 110 Richter situado en La Seca, Valladolid

(41,475°N, 4,917°W), con una superficie de 25,85 ha, de las que se emplearon 7,8 ha para el estudio, y perteneciente a la Denominación de Origen Rueda (Figura 1). El tipo de suelo conforme a la clasificación WRB (FAO) es Arenosol Álbico+Arenosol Cámbico (Nafría et al., 2013). El viñedo se encuentra a una altitud de 713 m.s.n.m., presenta una orientación NE-SO, con un marco de plantación de 3×1,5 m. La precipitación anual en la estación meteorológica de Tordesillas (Valladolid) fue de 466, 258 y 515 mm para los años 2016, 2017 y 2018 respectivamente. Si se tiene en cuenta el periodo entre el 1 de abril y el 31 de agosto la precipitación fue de 135, 130 y 196 mm respectivamente. El sistema de conducción de las cepas es en espaldera y el sistema de poda Guyot. El manejo fue similar en el viñedo durante los tres años de estudio (laboreo, aplicación de fitosanitarios, etc.) para asegurar un buen estado sanitario del cultivo y un suelo libre de flora espontánea, de acuerdo con las recomendaciones de los técnicos de la bodega. Las fechas de envero fueron el 10/8/2016, 24/7/2017 y 8/8/2018, así como las de vendimia el 3/10/2016, 6/9/2017 y el 21/9/2018, tratando de recolectar la uva en torno a los 23 °Brix.

Se establecieron 4 repeticiones cada año, en las que se marcaron 10 cepas consecutivas por repetición, que se emplearon para la medición de los parámetros agronómicos y enológicos.

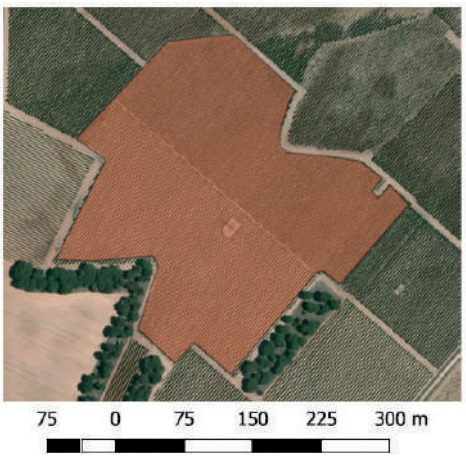


***Figura 1**. Parcela de estudio.*

2.1. Imágenes de satélite

Se utilizaron las imágenes de los satélites Sentinel-2 correspondientes a la tesela T30TUL. Para ello se descargaron las imágenes disponibles de los años 2016, 2017 y 2018 de la página web del proyecto Copernicus de la Agencia Espacial Europea (ESA) y se corrigieron de un producto L1C a L2A mediante el algoritmo *sen2cor* proporcionado por la ESA. Finalmente, las imágenes se filtraron para trabajar con productos libres de nubes. Como resultado, once imágenes fueron evaluadas para el año 2016, treinta y cinco para el 2017 (Figura 2) y treinta y dos para el año 2018, obteniendo la evolución del NDVI medio de la parcela para cada año (Figura 3). El NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) es un índice empleado por primera vez por Rouse et al.(1973), que relaciona la radiación reflejada en el rojo y en el infrarrojo cercano (NIR) del espectro electromagnético. Su ecuación matemática es la siguiente:

$$NDVI = \frac{(NIR - Rojo)}{(NIR + Rojo)} \quad (1)$$

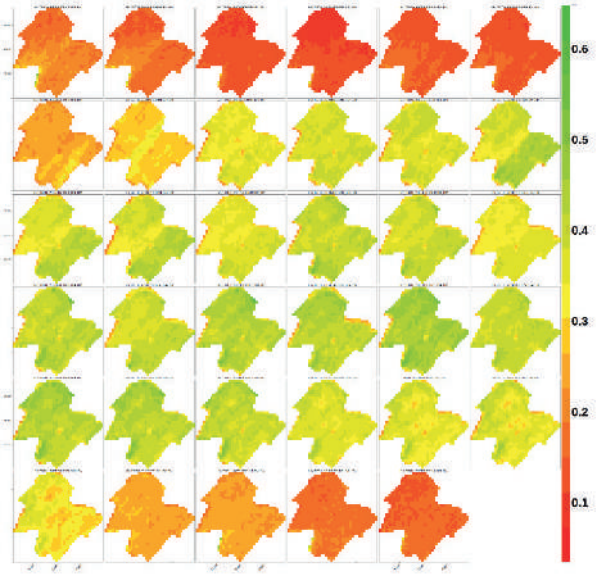


***Figura 2**. Serie temporal de NDVI (2017).*

Y la ecuación adaptada a las bandas de los satélites Sentinel-2 es la siguiente:

$$NDVI = \frac{(B8 - B4)}{(B8 + B4)} \quad (2)$$

Adicionalmente, se evaluaron las imágenes más cercanas al envero (5/8/2016, 26/7/2017 y 10/8/2018), para extraer los valores correspondientes a cada cepa y relacionarlos con los parámetros tomados en campo. Se elige este estado fenológico puesto que varios autores han indicado que es un buen momento para estimar el desarrollo vegetativo a partir del NDVI (Lamb et al., 2004, Tagarakis et al., 2013). Finalmente, se evaluó la relación entre la evolución del NDVI con la Integral Térmica Eficaz, IT_E (Amerine y Winkler, 1944) y la Precipitación acumulada, P_{acum} (Figura 4).

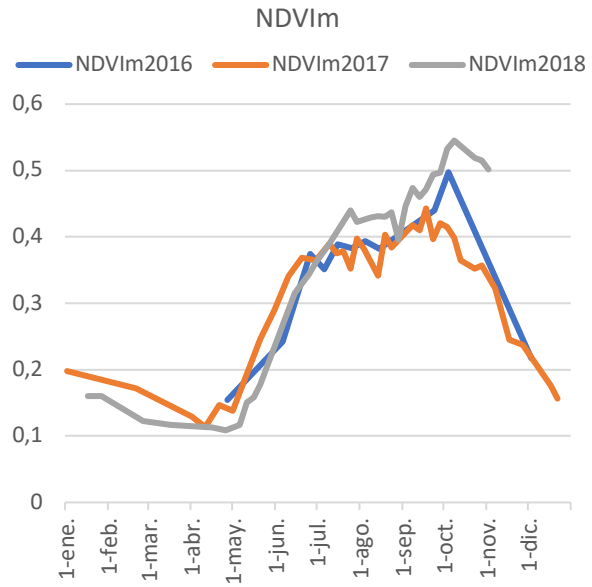


***Figura 3**. Evolución del NDVI medio (NDVIm).*

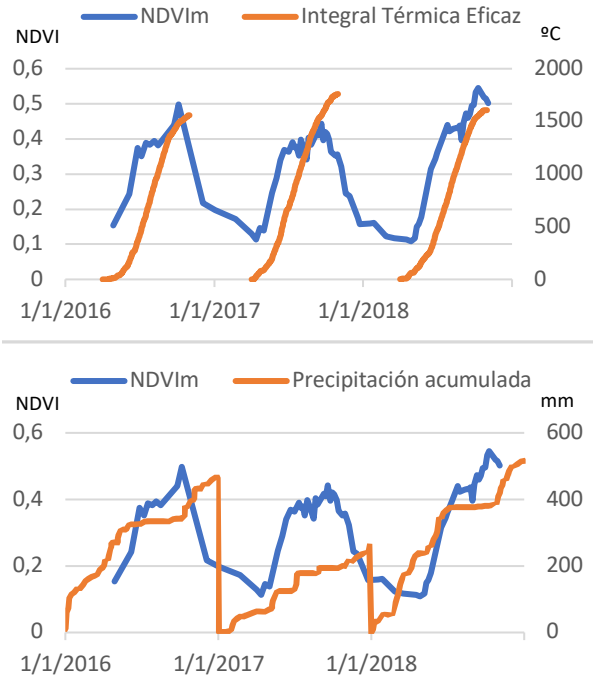


***Figura 4**. Evolución del NDVI, IT_E y P_{acum}.*

Para el desarrollo de los cálculos, se utilizó R 3.6.0, QGIS 3.6.3 y Statgraphics Centurion v.17.2.04.

3. RESULTADOS

Teniendo en cuenta el período comprendido entre el 1 de abril y el 31 de octubre de cada año, se calculó la correlación entre los valores NDVI, la IT_E y la P_{acum}. Como resultado, se obtuvo una correlación fuerte entre el NDVI y la IT_E (r=0,82) y una correlación moderadamente fuerte entre el NDVI y la P_{acum} (r=0,59). Se ajustó un modelo lineal (GLM) con estos parámetros, obteniendo una R^2 de 0,8 (Figura 5) con una inflación de la varianza, VIF, de 1,07 (no demuestra multicolinealidad) y p-valor<0,05. Estos valores indican que el modelo así ajustado explica 80% de la variabilidad del NDVI. Se validó el modelo (*cross-validation, leave-one-out*), obteniendo una R^2 de predicción de 0,77. La ecuación del modelo ajustado es la siguiente:

$$NDVI = 0{,}11649 + 0{,}000147797 \times IT_E + 0{,}00040611 \times P_{acum} \quad (3)$$

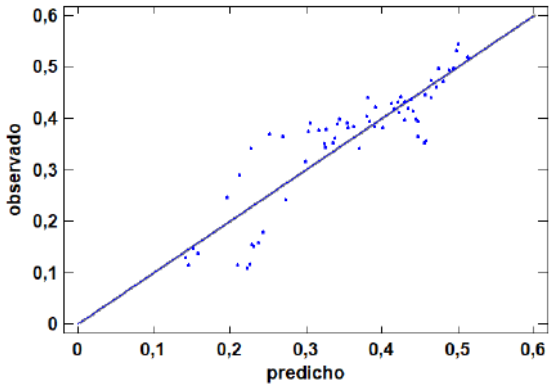


***Figura 5**. Modelo ajustado (NDVI, IT_E y P_{acum}).*

Es interesante resaltar que en cada año, se obtuvieron los valores de NDVI más altos después de la vendimia. Esto se debe probablemente a la falta de laboreo y control de malas hierbas tras la recolección de la uva, así como al paso de la maquinaria de vendimia, que al vibrar las cepas dispersa la vegetación fuera de la espaldera. También cabe reseñar que en el año 2017, en el que la P_{acum} fue más baja y la IT_E más alta, los valores máximos de NDVI no fueron tan altos como en los años 2016 y 2018.

3.1. Parámetros agronómicos

Excepto en el n° de racimos, se encontraron diferencias significativas para todos los parámetros de desarrollo vegetativo y de producción evaluados (Tabla 1), con incrementos del 40%, 55% y 38% en el año 2018 con respecto al 2017 para el n° de sarmientos, la producción y el peso del racimo, respectivamente. En cuanto al índice de Ravaz, en el 2018 fue significativamente superior a los otros dos, pero manteniéndose en un rango en el que no hubo excesivo desarrollo vegetativo. En general, para todos los parámetros se observan valores inferiores en el año 2017, debido probablemente a la falta de precipitaciones.

***Tabla 1**. Parámetros de desarrollo vegetativo y producción: PMP, Peso de Madera de Poda (kg.cepa^{-1}); N° sar., número de sarmientos por cepa; P.sar., peso de sarmiento (g); N° rac., número de racimos/cepa; Prod., producción por cepa (kg.cepa^{-1}); P. rac, peso del racimo (g). Niveles de significación estadística (Sig.): ns, no significativo; *, p<0,05; **, p<0,01. Distintas letras indican diferentes medias según test LSD.*

Año	PMP	N° sar.	P. sar.	N° rac.
2016	1,10^b	23,9^b	46,3^b	42,0
2017	1,09^b	19,9^c	56,0^a	41,8
2018	1,31^a	27,9^a	46,8^b	46,6
Sig.	*	**	*	ns

Año	Prod.	P.rac.	I. Ravaz	NDVI envero
2016	7,19^b	170^b	5,34^b	0,40^b
2017	5,65^c	138^c	5,61^b	0,37^c
2018	8,75^a	190^a	7,49^a	0,44^a
Sig.	**	**	*	*

Para las imágenes en el momento de envero, se observaron unos valores promedio de NDVI de 0,40^b; 0,37^c y 0,44^a, con diferencias significativas entre ellos, lo que indica que empleando este índice de vegetación en envero fue posible discriminar la falta de desarrollo vegetativo del viñedo en el año 2017, que se reflejó en una menor producción.

3.2. Parámetros de madurez

Para realizar la vendimia, se esperó al momento en que el mosto de las bayas alcanzase 23 °Brix, por lo que no hay diferencias significativas en los Sólidos Solubles Totales, SST (Tabla 2). No obstante, existe una diferencia máxima de hasta un mes en las fechas de vendimia. Para el resto de parámetros evaluados (excepto azúcares, que tienen su correspondencia con el nivel de SST), se encontraron diferencias significativas.

Tabla 2. *Parámetros de madurez: SST, Sólidos Solubles Totales (°Brix); Azúcar (g.L^{-1}); pH; AT, acidez total (g.L^{-1}ácido tartárico); A. mal., ácido málico (g.L^{-1}); A. tart., ácido tartárico, (g.L^{-1}). Niveles de significación estadística (Sig.): ns, no significativo; *, p<0,05; **, p<0,01. Distintas letras indican diferentes medias según test LSD.*

Año	SST	Azúcar	pH	AT	A. mal.	A. tart.
2016	22,8	224	3,60^{a}	4,80^{b}	1,45^{b}	7,50^{b}
2017	22,9	225	3,50^{b}	5,80^{a}	1,61^{b}	8,97^{a}
2018	22,4	219	3,34^{c}	5,99^{a}	1,97^{a}	7,87^{b}
Sig.	ns	ns	**	**	*	**

En cuanto a los valores de potasio fueron de 2090^{a}, 2025^{a} y 1805^{b} mg/L para los años 2016, 2017 y 2018 respectivamente, siendo los valores de este último año significativamente inferiores a los de los otros dos.

4. CONCLUSIONES

La utilización de imágenes Sentinel-2 fue especialmente útil, puesto que, si existe ausencia de nubes, contamos con información de la parcela cada 5 días, que facilita estudiar la evolución del NDVI en cada instante de tiempo. A todo ello hay que añadir que no existe coste de adquisición de estas imágenes.

En cuanto a la evolución del NDVI, se observó una fuerte correlación entre éste con la IT_E y la P_{acum}, con una R^2 de 0,8, de acuerdo al modelo ajustado.

Por otra parte, se observaron diferencias significativas en la mayoría de los parámetros agronómicos analizados, encontrándose los valores más bajos en el año 2017, que fue el año con menor P_{acum}, mayor IT_E y un valor de NDVI significativamente inferior en el momento del envero. En cuanto a los componentes de madurez, se encontraron diferencias significativas en los parámetros evaluados, aunque la evolución de estos parámetros es compleja, dado que la maduración es un proceso en el que intervienen multitud de factores.

En futuros estudios sería interesante tratar de correlacionar las variaciones en el suelo de la parcela con los datos aquí evaluados.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias al soporte económico de la Junta de Castilla y León, al proyecto INIA RTA2014-00077-C02, FPI-INIA2016-017, fondos FEDER y a la Bodega Cuatro Rayas (La Seca, Valladolid).

6. BIBLIOGRAFÍA

Amerine, M.A. y Winkler, A.T. (1944). Composition and quality of musts and wines of California grapes. *Hilgardia*. 15: 493–673.

Kazmierski, M., Glémas, P., Rousseau, J. y Tisseyre, B. (2011). Temporal stability of within-field patterns of NDVI in non irrigated Mediterranean vineyards. *OENO One*, 45(2), 61.

Krishna, K.R. 2016. Push Button Agriculture: Robotics, Drones, Satellite-Guided Soil and Crop Management. Apple *Academic Press, Inc. CRC Press, Taylor & Francis Group.* ISBN-13, 978-1-77188-305-4

Lamb, D.W., Weedon, M.M. y Bramley, R.G.V., 2004. Using remote sensing to predict grape phenolics and colour at harvest in a Cabernet Sauvignon vineyard: Timing observations against vine phenology and optimising image resolution. *Australian Journal of Grape and Wine Research* 10, 46–54.

Martínez-Casasnovas, J.A., Agelet, J., Arnó, J., Bordes, X. y Ramos, M.C. 2010. Protocolo para la zonificación intraparcelaria de la viña para vendimia selectiva a partir de imágenes multiespectrales. *Revista de Teledetección* 33: 47-52

Matese, A., Toscano, P., Di Gennaro, S., Genesio, L., Vaccari, F., Primicerio, J., Belli, C., Zaldei, A., Bianconi, R. y Gioli, B. 2015. Intercomparison of UAV, Aircraft and Satellite Remote Sensing Platforms for Precision Viticulture. *Remote Sensing* 7, 2971–2990.

Nafría, D.A., Garrido, N., Álvarez, M.V., Cubero, D., Fernández, M., Villarino, I., Gutiérrez, A. y Abia, I. 2013. *Atlas agroclimático de Castilla y León*. NIPO 281-13-008-5.

Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A. y Deering, D.W. 1973, *Monitoring vegetationsystems in the Great Plains with ERTS*. In3rd ERTS Symposium, NASA SP-351 I,pp. 309–317

Tagarakis, A., Liakos, V., Fountas, S., Koundouras, S. y Gemtos, T.A. 2013. Management zones delineation using fuzzy clustering techniques in grapevines. *Precision Agriculture* 14, 18–39.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 71-74. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Utilización de ortofotografías de alta resolución para la identificación de plantas cloróticas en viñedo

García-Fernández, M., Sanz-Ablanedo, E., Marcelo-Gabella, V., Rodríguez-Pérez, J.R.
Grupo de Investigación en Geomática e Ingeniería Cartográfica (GEOINCA), Escuela Superior y Técnica de Ingeniería Agraria, Universidad de León, Avenida de Astorga, sn, 24401 Ponferrada , León, España.
mgarcf@unileon.es

Resumen: La clorosis en un problema en viticultura que afecta especialmente a la Denominación de Origen Ribera del Duero. Diversos trabajos han logrado a través de técnicas de teledetección diferenciar plantas afectadas de clorosis utilizando sensores hiperespectrales. En este trabajo se han tomado datos con un espectrorradiómetro y con un sensor multiespectral RGB aerotransportado por un UAV para tratar de diferenciar plantas cloróticas. Los resultados han determinado que el empleo del espectrorradiómetro permite diferenciar plantas cloróticas a partir de los índices G/R, R/B y G/B. El índice G/R también ha permitido diferenciar plantas cloróticas a partir de los datos extraídos de una ortofotografía generada mediante imágenes tomadas durante un vuelo con UAV.

Palabras clave: clorosis, espectrorradiómetro, ortofotografía, viñedo.

Use of high-resolution orthophotographs for the identification of chlorotic plants in the vineyard

Abstract: *Chlorosis is a problem in viticulture that particularly affects the Denomination of Origin Ribera del Duero. Several works have achieved through remote sensing techniques to differentiate plants affected by chlorosis using hyperspectral sensor. In this work we have taken data with a spectroradiometer and with a RGB sensor airborne by a UAV to try to differentiate chlorotic plants. The results have determined that the use of the spectroradiometer allows the differentiation of chlorotic plants from the G/R, R/B and G/B indexes. The G/R index has also allowed to differentiate chlorotic plants from the data extracted from an orthophotography generated by images taken during a flight with UAV.*

Keywords: *chlorosis, spectroradiometer, orthophotography, vineyard.*

1. INTRODUCCIÓN

La viticultura en España es un sector importante y junto con China, Francia e Italia, encabeza la superficie mundial de viñedo (OIV, 2014). En Castilla y León, España, La Denominación de Origen Ribera del Duero (DORD) ocupa más de 20 000 ha y produce en torno a 92 000 t anuales de uva, siendo la variedad Tempranillo la más extendida.

Los suelos afectados por clorosis férrica contienen con frecuencia más del 20% de carbonatos de calcio y magnesio, además de un pH entre 7,5 y 8,5. Estas condiciones reducen la disponibilidad de hierro en el suelo y afectan a los procesos metabólicos de asimilación en las plantas (Pestana et al., 2005; Catalina, 2015). La clorosis afecta a gran superficie de viñedo en la DORD provocando importantes pérdidas.

En la vid, la clorosis modifica la composición de tejidos y de la savia, altera las proporciones relativas de constituyentes minerales, eleva las relaciones K/Ca y P/Fe, aumenta la tendencia a acumular Ca, P y K en los tejidos y los ácidos aminados libres son más abundantes en los tejidos cloróticos, donde la síntesis de proteínas parece ralentizarse. Todo esto hace que el nivel de fotosíntesis sea menor ocasionando un lento y reducido crecimiento, reduciendo el rendimiento y el vigor del viñedo (Anderson, 1982; Chen y Barak, 1982; Tagliavini y Rombola,2001).

En cuanto a la madurez, la clorosis reduce la acumulación de azucares (Hidalgo, 1999), causa desequilibrios fenólicos y altera los niveles de pigmentos incrementando la acidez total (Castino et al., 1987, Veliksar et al., 2005).

Varios autores han evaluado la posibilidad de hacer mapas de calidades potenciales de la uva mediante la estimación del contenido clorofílico de las hojas con técnicas de teledetección hiperespectral (Zarco-Tejada et al., 2005; Martín et al., 2007). La zonificación resultante podría permitir, por ejemplo, identificar las zonas con estrés por clorosis, escalonar la vendimia y elaborar vinos de modo diferenciado en función de las posibilidades de cada subzona delimitada.

El objetivo principal de este trabajo consistió en desarrollar un procedimiento para identificación en viñedos de zonas con síntomas de clorosis mediante imágenes multiespectrales de alta resolución espacial tomadas desde un vehículo aéreo no tripulado (UAV).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

La investigación se realizó en un viñedo comercial (cv. Tempranillo) de la DORD (Olivares del Duero, Valladolid, España), que presenta algunas cepas con claros síntomas de clorosis. Las coordenadas geográficas de su punto central son 4°23’36,42’’W 41°38’2,85’’N. El año de plantación de este viñedo fue en 1997. Tiene una superficie de 5,83 ha cultivada en líneas en espaldera orientadas de noroeste a sureste y con una separación entre líneas de 3 m. El suelo es de textura arcillosa.

2.2. Adquisición de datos de espectroscopía

Las mediciones de reflectancia se realizaron a principios de septiembre, a las 12 del mediodía, usando un espectrorradiómetro portable ASD FieldSpec 4 (Analytical Spectral Devices, Inc., Boulder, Colorado, USA) con el accesorio *plant probe* y el *leaf clip* para fijar la hoja durante la medición.

Se tomaron medidas de 35 plantas cloróticas y de 23 plantas no cloróticas georreferenciadas con un receptor Leica Viva GNSS GS07 Plus (LEICA Geosystems AG, Cantón de San Galo, Suiza). Las plantas no cloróticas pertenecen a 12 bloques de muestreo seleccionados previamente. Para cada planta (clorótica y no clorótica) se tomaron 3 medidas en 3 hojas diferentes, calibrando con blanco estándar el instrumento antes de la medición en cada cepa.

Para logar una única signatura espectral por cada planta, se utilizó el software SAMS 3.2 (Center for Spatial Technologies and Remote Sensing-CSTARS, University of California, Davis, CA, USA) y se calculó el promedio de las tres medidas de cada cepa. Este resultado se exportó a un formato de texto para su procesado con software estadístico.

2.3. Adquisición de imágenes UAV y cartografía

Las imágenes aéreas se capturaron el mismo día que se hizo la medición con el espectrorradiómetro. El vuelo se realizó con el UAV Phantom III Professional (SZ DJI Technology Co., Ltd, Shenzhen, China) con el sensor preinstalado DJI FC300X a una altura de vuelo de 47 metros y con una distancia focal de 3,61 mm. Este sensor captura en las bandas RGB (Rojo, Verde y Azul). Los solapes longitudinal y transversal fueron del 80% y el 70%, respectivamente. La captura se realizó en modo automático. Se materializaron 8 puntos de control para georreferenciar las imágenes (SRC: ETRS 89/UTM30N). Para procesar las imágenes se empleó el Software Agisoft Photoscan V1.3.1. (Agisoft LLC, St. Petersburgo, Rusia). Durante el vuelo se colocaron en la zona 41 paneles de niveles de gris para realizar la calibración radiométrica de la ortofotografía.

2.4. Procesamiento digital de la imagen

Se identificaron las zonas con hojas de vid con una clasificación supervisada. Cada banda de la imagen se transformó en reflectancias con las ecuaciones de transformación resultantes de correlacionar los valores digitales de los paneles de gris con las mediciones del espectrorradiómetro.

Se creó una máscara con el software ArcGIS v10.4.1 (Esri Inc., Redlands, CA, USA.) en formato vectorial de 58 circunferencias de radio 0,10 m correspondientes a las posiciones previamente georreferenciadas de las plantas cloróticas y no cloróticas. Esta máscara se utilizó para extraer los valores de reflectancias de cada banda relativos a cada planta.

2.5. Índices espectrales

A partir de los valores de reflectancia obtenidos con el espectrorradiómetro y con las imágenes digitales, se calcularon tres índices espectrales: G/R, R/B y G/B. La longitud de onda para cada banda fueron: 450 nm, 530 nm y 610 nm para las bandas azul (B), verde (G) y roja (R), respectivamente que coinciden con los máximos de reflectancia en la cámara digital.

2.6. Métodos estadísticos

Estas pruebas se hicieron con los índices de vegetación de los datos procedentes del espectrorradiómetro y de la ortofotografía. Se realizó un análisis exploratorio para calcular los estadísticos básicos de cada índice, los diagramas de cajas y el test de Kolmogorov Smirnov para comprobar la normalidad de los datos. Para los ratios que superaron el test de normalidad, se realizó la prueba de homogeneidad de varianzas. En el caso de varianzas homogéneas, se comprobó la variabilidad de la media utilizando un ANOVA. Se verificó utilizando el test de Welch los casos de varianzas no homogéneas. Para los índices que no superaron el test de normalidad, se verificaron diferencias estadísticas significativas con el test de Kruskal Wallis.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 muestra el promedio de las reflectancias medidas con el espectrorradiómetro de plantas sanas y con clorosis.

Se observa cómo es en la parte correspondiente al espectro visible y al infrarrojo dónde las signaturas espectrales muestran las mayores diferencias. Respecto al espectro visible, en plantas sanas los pigmentos de las hojas entre los que se encuentra la clorofila absorben la mayor parte de la energía que reciben. Sin embargo, cuándo la vegetación sufre algún tipo estrés, en este caso por clorosis, la reflectividad aumenta dado que hay menos absorción clorofílica. Esta diferencia entre las curvas espectrales de plantas sanas y afectadas por clorosis de zona del visible, permite pensar que el uso de una cámara multiespectral aerotransportada por un UAV puede identificar plantas enfermas.

En la Tabla 1 se muestran los estadísticos de los índices de vegetación para los casos de hojas sanas y con clorosis. El análisis exploratorio ayuda a una aproximación sobre qué índices de vegetación pueden presentar mejores resultados para diferenciar plantas sanas y cloróticas.

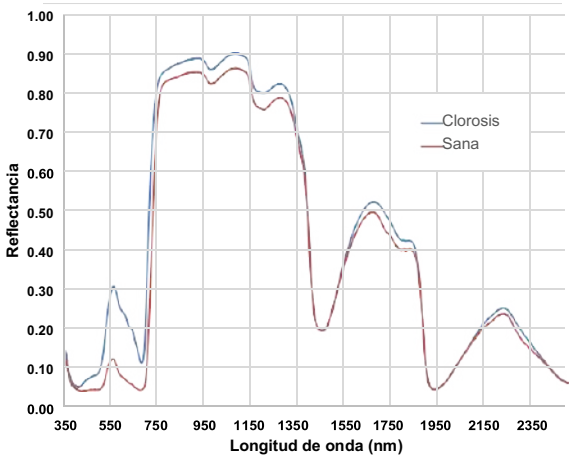


***Figura1**. Signaturas espectrales de las hojas de plantas cloróticas vs. plantas sanas.*

Las medidas centrales procedentes de los datos del espectrorradiómetro presentados en la Tabla 1, muestran diferencias entre plantas cloróticas y no cloróticas. Según los datos, hay diferencias entre las medias y medianas. La máxima diferencia está el índice R/B (1,4) y la mínima para el índice G/B (0,33). No obstante, la dispersión de los datos es mayor en los valores del índice G/B en cloróticas y no cloróticas, (0,57-0,14), mientras que valores del ratio G/R están más agrupados en los dos casos de cloróticas y no cloróticas (0,06-0,09).

***Tabla 1**. Estadísticos básicos (N=58).*

		Datos del espectrorradiómetro		Datos de la ortofotografía	
		Clorosis n= 35	No Clorosis n= 23	Clorosis n= 35	No Clorosis n= 23
G/R	Media	1,098	1,428	1,152	1,031
	Mediana	1,088	1,427	1,202	1,025
	Sd	0,087	0,064	0,145	0,088
R/B	Media	2,889	1,483	1,934	2,198
	Mediana	2,850	1,497	1,727	2,155
	Sd	0,571	0,139	0,540	0,589
G/B	Media	3,153	2,119	2,172	2,236
	Mediana	3,068	2,144	2,128	2,203
	Sd	0,552	0,227	0,379	0,499

Para los índices obtenidos con la ortofotografía, las medidas de tendencia central presentan menores diferencias entre los casos de plantas cloróticas y sanas. La máxima diferencia está en la mediana del índice R/B (0,43), pero con elevada desviación típica entre las clases (0,54-0,59). El ratio G/B apenas presenta diferencias entre las medias (0,064) y medianas (0,075). El ratio G/R muestra la dispersión menor de los tres índices (0,15-0,09) y menor distancia entre las medias (0,12) y las medianas(0,18).

Los diagramas de cajas de la Figura 2 pertenece a los índices calculados con los datos del espectrorradiómetro muestran para los casos de plantas cloróticas (1) una dispersión mayor en los índices R/B y G/B, mientras que el índice G/R se agrupa y difiere en los dos casos de plantas cloróticas (1) y no cloróticas(0).

En los diagramas de cajas de la Figura 3 pertenecientes a los índices derivados de la ortofotografía, los ratios R/B y G/B se solapan entre las clases cloróticas (1) y no cloróticas (0). No obstante, en índice G/R presenta diferencias entre las clases.

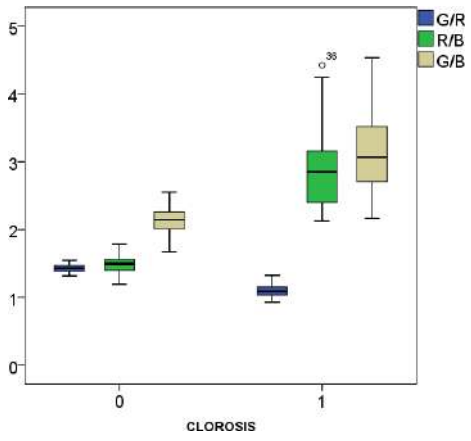


***Figura 2**. Diagramas de caja para los índices de vegetación derivados del espectrorradiómetro.*

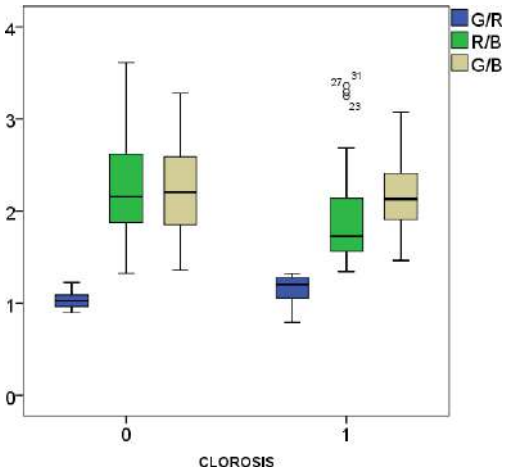


***Figura 3.** Diagramas de caja para los índices de vegetación derivados de la ortofotografía.*

***Tabla 2.** Test de Kolmogorov-Smirnov para los datos derivados del espectrorradiómetro y del UAV.*

		Datos derivados del espectrorradiómetro		Datos derivados de la ortofotografía	
		Clorosis	No Clorosis	Clorosis	No Clorosis
G/R	Sig	0,200	0,200	0,005	0,830
R/B	Sig	0,200	0,200	0,000	0,367
G/B	Sig	0,200	0,156	0,504	0,938

La Tabla 2 muestra el resultado del test de normalidad de los índices. Todos los índices derivados de los datos del espectrorradiómetro siguen la distribución normal, pero solo el G/B derivado de la ortofotografía se ajusta a lanormal.

***Tabla 3.** Pruebas paramétricas y no paramétricas para datos derivados del espectrorradiómetro y del UAV.*

	Datos derivados del espectrorradiómetro	Datos derivados de la ortofotografía
G/R	*ANOVA (sig=0,000)*	*Kruskal W, (sig=0,001)*
R/B	*Welch (sig=0,000)*	*Kruskal W, (sig=0,069)*
G/B	*Welch (sig=0,000)*	*ANOVA (sig=0,576)*

El test de homogeneidad de varianzas indicó que no hay diferencias estadísticas significativas entre las varianzas del índice G/R de los datos capturados con el espectrorradiómetro ni en el índice G/B de los datos procedentes de la ortofotografía (Tabla 3); para estos índices, se aplicó un ANOVA sólo superando el test el índice G/R procedente de los datos derivados del espectrorradiómetro. Para el resto de los índices que superaron el test de normalidad y la prueba de homogeneidad de varianzas, el test de Welch detectó diferencias significativas entre las varianzas de los índices R/B y G/B derivados también de los datos procedentes del espectrorradiómetro. En los ratios que no superaron el test de normalidad, la prueba de Kruskal Wallis sólo detectó diferencias significativas en el ratio G/R procedente de los datos derivados de la ortofotografía.

La Tabla 4 recoge la síntesis sobre los índices de vegetación que fueron capaces de detectar plantas afectadas por clorosis y los que no. El hecho de que los resultados sean distintos para los índices derivados del espectrorradiómetro y los extraídos de la ortofotografía, se explica porque las reflectancias extraídas de la ortofotografía son

valores promedio de un buffer de 10 centímetros, mientras que los datos del espectrorradiómetro son puntuales en una hoja concreta de una cepa. Por otro lado, en las ortofotografías hay datos distorsionados por sombras.

***Tabla 4**. Resumen de la validez de índices para detectar plantas cloróticas.*

	Datos derivados del espectrorradiómetro	Datos derivados de la ortofotografía
G/R	Detecta	Detecta
R/B	Detecta	No Detecta
G/B	Detecta	No Detecta

El resultado de este trabajo corrobora los resultados obtenidos por otros autores que también lograron identificar las plantas afectadas por la falta de hierro, mediante técnicas de teledetección. Así, Martín et al*.,* (2007) lograron detectar diferencias el contenido de clorofila entre plantas con síntomas relacionados con falta de hierro, mediante índices de vegetación.

4. CONCLUSIONES

El objetivo de este trabajo fue validar dos métodos para detectar plantas con clorosis y plantas sanas. Con el espectrorradiómetro se apreció la diferencia entre los dos casos en la parte del espectro visible e infrarrojo. Este procedimiento es más preciso. No obstante, el uso de espectrorradiómetro no es factible en todo el viñedo dado que requiere invertir una gran cantidad de tiempo en el trabajo de campo.

Con los índices calculados a partir de los datos obtenidos de la ortofotografía, se observaron diferencias entre vides con y sin clorosis utilizando el índice G/R.

Si se pretende detectar plantas cloróticas, los resultados de este trabajo recomiendan utilizar el índice G/R.

Por tanto, la captura de imágenes multiespectrales del alta resolución espacial con un UAV, permiten identificar cepas con clorosis, calculando el índice de vegetación G/R (G = reflectancia en 530 nm; R= reflectancia en 610 nm).

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha desarrollado en el marco del proyecto de investigación con referencia LE112G18, financiado por la Consejería de educación de la Junta de Castilla y León (Orden de 20 de noviembre de 2017, de la Consejería de Educación, por la que se convocan subvenciones destinadas al apoyo de los grupos de investigación reconocidos de universidades públicas de Castilla y León a iniciar en el 2018).

6. BIBLIOGRAFÍA

Anderson, W.B. 1982. Diagnosis and correction of iron deficiency in field crops –an overview-. J. Plant Nutr., 5: 785-795.

Castino, M., Ubigli, M., Corino, L., Luzzati, A., Siragusa N., Nappi, P. 1987. Oenological effects of nutrient deficiencies on the grapes varity Barbera cultivated in Piedmont vineyards. Vignevini, Bologna, 14: 37-54.

Catalina Tomás, A. 2015. Utilización de medidas de fluoresciencia de la clorofía para monitorizar el estado nutricional y estimar el potencial enológico en viñedos afectados por clorosis férrica. Tesis Doctoral. Universidad de Valladolid, Valladolid, Spain, 289 pp.

Chen, Y., Barak, P. 1982. Iron nutrition of plants in calcareous soils. Adv. Agron., 35: 217-240.

Hidalgo, L. 1999. Tratado de viticultura general. Ediciones Mundiprensa. Madrid.

Martín, P., Zarco-Tejada, P.J., González, M.R., Berjón, A., 2007. Using hyperspectral remote sensing to map grape quality in Tempranillo vineyards affected by iron deficiency chlorosis. Vitis, 46, 7-14.

OIV. 2014. Organización Internacional de la Viña y el Vino. Estadísticas. http://www.oiv.int/es/normas-y-documentos-tecnicos/analisis-estadisticos/informacion- estadistica

Pestana, M., Varennes, A., ABADÍA, J., Faria, E. A. 2005. Differential tolerance to iron deficiency of citrus rootstocks grown in nutrient solution. Scientia Horticulturae, 104: 25-36.

Tagliavini, M., Rombolà, A.D. 2001. Iron deficiency and chlorosis in orchard and vineyard ecosystems. Eur. J. Agron., 15: 71-92.

Veilksar, S.G., Toma, S.I., Kreidman, J. 2005. Effect of Fe-containing compounds on the chlorosis manifestation and grape quality. Proc. Int. Workshop Adv. Grapevine Wine Res., Venosa,Italy.

Zarco-Tejada, P.J.; Berjón, A., López-Lozano, R., Miller, J.R., Martín, P., Cachorro, V., González, M.R., de Frutos, A., 2005. Assessing Vineyard Condition with hyperspectral Indices: Leaf and Canopy Reflectance Simulation in a Row-Structured Discontinuous Canopy. Remote Sensing of Environment, 99(3): 271-287.

SECCIÓN 02

Bosques

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 77-80. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Cartografía de la fenología de la vegetación de la península ibérica a partir de series temporales de MODIS

Caparrós-Santiago, J.A., Rodríguez-Galiano, V.
Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universidad de Sevilla, 41004 Sevilla, España.
jacaparros@us.es

Resumen: La fenología de la vegetación está fuertemente relacionada con las condiciones climáticas. Los cambios en los ciclos biológicos de la vegetación pueden alterar los ciclos del agua y del carbono, los flujos de energía o la interacción entre especies, pudiendo además afectar al sistema climático. La península ibérica, una de las regiones con mayor vulnerabilidad a los efectos del cambio climático en Europa, tiene una gran diversidad de ecosistemas. Por lo tanto, constituye un área de estudio ideal para analizar la dinámica de la vegetación. El objetivo de este estudio fue analizar la fenología de la vegetación de la península ibérica para el periodo 2001-2017. Se generaron series temporales de NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) a partir del producto de reflectancia de superficie MOD09Q1 a resolución espacial de 250 metros y con un periodo de compuesto de 8 días. Se aplicó el algoritmo de suavizado de Savitzky-Golay para eliminar las perturbaciones atmosféricas y el ruido de las series temporales, y se extrajeron diferentes variables fenológicas usando un método basado en umbrales: el comienzo de estación de crecimiento, el final de la estación de crecimiento y la duración de la estación de crecimiento. Los resultados mostraron cómo las fenofases de primavera y otoño son significativamente diferentes entre las regiones biogeográficas atlántica y mediterránea. Las zonas montañosas mediterráneas presentaron un comportamiento fenológico similar a la vegetación atlántica. Los patrones fenológicos observados en este estudio podrían ayudar en la comprensión de los impactos potenciales del cambio climático.

Palabras clave: primavera, otoño, estacionalidad, MODIS, regiones biogeográficas, Savitzky-Golay.

Mapping the vegetation phenology in the Iberian Peninsula using MODIS time series

Abstract: *Vegetation phenology is strongly related to climatic conditions. Changes in biological cycles can alter water and carbon cycles, energy fluxes or species interactions, and can also affect the climate system. Iberian Peninsula, one of the most vulnerable areas in Europe to climate change effects, has a great diversity of ecosystems. It is therefore an ideal study area for analysing the dynamics of vegetation. The aim of this study was to analyse the phenology of vegetation in the Iberian Peninsula for the period 2001-2017. NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) time series were generated from the surface reflectance product MOD09Q1 at a spatial resolution of 250 meters and with a composite period of 8 days. A Savitzky-Golay algorithm was applied to remove atmospheric disturbances and noise from the time series, and different phenological variables were extracted using a threshold-based method: the start, the end and the length of the growing season. The results showed how the spring and autumn phenophases are significantly different between the Atlantic and Mediterranean biogeographic regions. Mediterranean mountainous areas had a phenological behaviour similar to Atlantic vegetation. Phenological patterns observed in this study could help in understanding the potential impacts of climate change.*

Keywords: *spring, autumn, seasonality, MODIS, biogeographical regions, Savitzky-Golay.*

1. INTRODUCCIÓN

La fenología de la vegetación, definida como el estudio de la dinámica de los ciclos biológicos de las plantas, ha adquirido especial interés en las últimas décadas, debido a su conexión con los cambios en el clima (Badeck et al., 2004). Las variaciones de los eventos fenológicos pueden tener importantes consecuencias sobre los ciclos del agua y del carbono, los flujos de energía o la interacción entre especies, pudiendo alterar el funcionamiento de los ecosistemas. Además, la variabilidad de la fenología puede afectar, a su vez, al sistema climático (Richardson et al., 2013).

Tradicionalmente, el seguimiento del momento en el que ocurren las distintas fenofases de las plantas ha sido llevado a cabo a través de observaciones humanas directas en el campo. Este enfoque de estudio fenológico presenta una alta cobertura temporal, pero su cobertura espacial es limitada, siendo las observaciones realizadas a nivel de planta individual (Rodríguez-Galiano et al., 2015b).

Desde la década de 1980, numerosos estudios han utilizado la teledetección satelital como herramienta para monitorizar el comportamiento de la vegetación en respuesta a cambios ambientales, debido a su capacidad para proporcionar información temporalmente continua de la actividad fotosintética de las plantas a escala global (Dash y Ogutu, 2015).

El desarrollo de la tecnología satelital en las últimas décadas ha impulsado la aparición de diferentes sensores que han permitido la caracterización, en diferentes territorios y a diferente nivel de detalle, de la fenología de la superficie terrestre (*Land Surface Phenology*, LSP), definida como el estudio de la dinámica fenológica a partir de series temporales de índices de vegetación (IV) obtenidos a partir de sensores remotos (Kimball, 2014). Para ello, se

han empleado numerosos métodos estadísticos, que se han basado, por un lado, en eliminar las perturbaciones atmosféricas y el ruido de las series temporales de IV y, por otro lado, en la extracción de los parámetros fenológicos (de Beurs y Henebry, 2009).

Destacan estudios como el de Reed (2006), quien utilizó series temporales de NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) derivadas de GIMMS (*Global Inventory Modeling and Mapping Studies*) AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*), con una resolución espacial de 8 km y compuestos cada 16 días, para caracterizar la LSP de Norteamérica (1982-2003). Para ello, aplicó un algoritmo de SWETS con el fin de eliminar el ruido de las series temporales y extrajo las variables fenológicas a partir de un método basado en una media móvil autorregresiva. Para caracterizar el comportamiento fenológico del continente europeo, Rodríguez-Galiano et al. (2015a) utilizaron un método basado en la primera derivada de la serie suavizada (algoritmo de suavizado de Fourier) para extraer el inicio, el final y la duración de la estación de crecimiento de la vegetación (2002-2012). En este estudio, se usaron series temporales de *Multi-temporal Medium Resolution Imaging Spectrometer* (MERIS) *terrestrial chlorophyll index* (MTCI) a 1 km de resolución espacial y compuestos de 8 y 10 días. Por otra parte, Karlsen et al., (2014) estimaron el inicio de la primavera biológica en Noruega (2000-2013) a partir de las series suavizadas (filtro de Savitzky-Golay) de NDVI de MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) a 250 metros de resolución espacial y compuestos cada 8 días, empleando un método basado en umbrales.

La península ibérica, una de las zonas europeas más vulnerables a los efectos del cambio climático, presenta una gran diversidad de ecosistemas, debido a su variabilidad climática, edáfica y orográfica, por lo que constituye un área de estudio ideal para analizar la dinámica de la vegetación y sus posibles consecuencias sobre los servicios ecosistémicos proporcionados por los ecosistemas peninsulares. LSP podría contribuir a entender los efectos ambientales del cambio climático y ayudar a mitigarlos en esta región. Existen estudios previos como el llevado a cabo por Peñuelas et al. (2004) en el que se analiza el comportamiento fenológico de la vegetación en 2001 para toda la península a partir de series temporales de NDVI de MODIS (1 km de resolución espacial y compuestos de 16 días). Por otra parte, estudios como los Ramos et al. (2015) o Rodrigues et al. (2013) analizaron la dinámica de la vegetación a diferentes resoluciones (250 metros o 1 km) pero centrándose en pequeños sectores del territorio peninsular. Por tanto, el objetivo de este estudio fue caracterizar espacialmente la LSP para toda la península ibérica a una resolución espacial de 250 metros para el periodo 2001-2017.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Datos de satélite

En este trabajo, se utilizó el producto de reflectancia de superficie MOD09Q1 de MODIS para generar series temporales de NDVI para el periodo comprendido entre enero de 2001 a diciembre 2017. Este producto está formado por compuestos de imágenes de 8 días a una resolución espacial de 250 metros, por lo que para generar las series temporales del periodo objeto de estudio se utilizaron un total de 782 compuestos (Vermote, 2015).

2.2. Extracción de parámetros fenológicos

En este estudio, se utilizó el software TIMESAT 3.3 (Jönsson y Eklundh 2004) para procesar las series temporales de NDVI. La metodología se basó en: i) el suavizado de los datos y, ii) la extracción de los parámetros fenológicos.

Las series temporales brutas de NDVI fueron suavizadas a partir de un filtro de Savitzky-Golay, basado en el ajuste de la curva a partir de funciones polinómicas locales. Posteriormente, se extrajeron los parámetros fenológicos para cada píxel de la serie suavizada. Fundamentalmente existen tres metodologías para determinar las fechas fenológicas a partir de las series temporales de IV: método basado en umbrales, método basado en derivadas, y método basado en una media móvil autorregresiva. En este trabajo, se utilizó una metodología basada en umbrales para extraer la fenología a partir de las series temporales de NDVI. Los parámetros estimados fueron tres: a) inicio de la estación de crecimiento o fecha del comienzo de la primavera biológica (CP), b) final de la estación de crecimiento o fecha del comienzo del otoño biológico (CO), y c) duración de la estación de crecimiento (DEC) (Figura 1). CP se definió como la fecha en la que el valor de NDVI suavizado alcanzó el 10% de su amplitud antes del máximo, mientras que CO se definió como la fecha en la que el valor de NDVI post-máximo decreció hasta el 10% de su amplitud. DEC se definió como el periodo comprendido entre los parámetros anteriores.

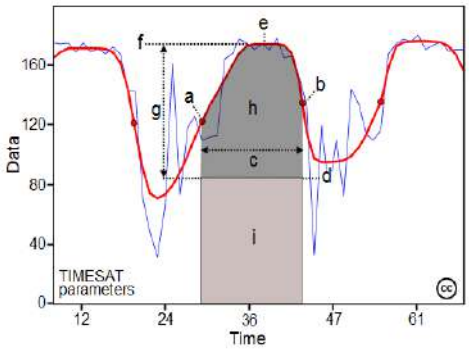


Figura 1. *Parámetros fenológicos derivados de TIMESAT (Jönsson y Eklundh 2004). En este estudio se extrajeron: a) el comienzo de la primavera biológica (CP), b) el comienzo del otoño biológico (CO), y c) la duración de la estación de crecimiento (DEC).*

3. RESULTADOS

La cartografía generada en este estudio, que indica las fechas medias del CP, el CO y la DEC para el periodo 2001-2007, mostró una importante variabilidad de la fenología en toda la península ibérica (Figura 2), motivada probablemente por la respuesta de la vegetación a las condiciones climáticas.

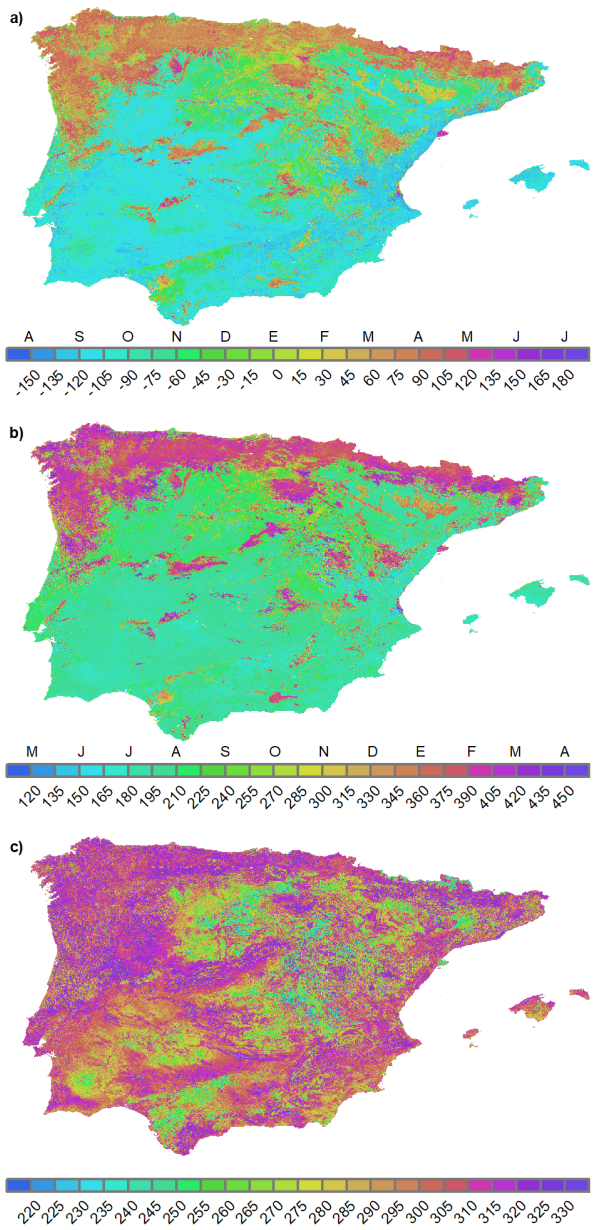


Figura 2. *Métricas fenológicas promedio para a) el comienzo de la primavera biológica (CP), b) el comienzo del otoño biológico (CO), y c) la duración de la estación de crecimiento (DEC) de la vegetación de la península ibérica.*

En general, se puede observar un comportamiento diferencial de las fechas del CP y CO entre el norte y el sur, coincidiendo con la distribución de las regiones biogeográficas que se diferencian en la península: la región biogeográfica atlántica y la región biogeográfica mediterránea (Rivas-Martínez, 1987). En la fachada septentrional y gran parte del sector noroccidental, área que coincide con la región atlántica, el CP se extiende desde marzo a abril, mientras que el CO tiene lugar entre enero y febrero. Por otro lado, en el área correspondiente a la región mediterránea el CP sucede entre septiembre y octubre y el CO tiene lugar entre junio y principios de agosto. Sin embargo, en algunos sectores de esta región biogeográfica el comportamiento de la fenología es similar al de la región atlántica, pudiendo deberse este hecho al efecto de la altitud propio de las regiones montañosas.

A pesar de estos grandes patrones de distribución espacial del CP y el CO, dentro de cada región biogeográfica existe cierta variabilidad que podría responder al comportamiento diferencial propio de las diferentes cubiertas del suelo.

A diferencia de los parámetros fenológicos anteriores, no existe un patrón de distribución espacial tan marcado en cuanto a la DEC. La vegetación presenta una DEC superior a los 7 meses. En la mayor parte de la península la DEC ronda los 10-11 meses, pudiendo estar relacionada con el predominio de las especies perennifolias en los ecosistemas peninsulares. Por otro lado, las estaciones de crecimiento más cortas suelen coincidir con regiones como el Valle del Guadalquivir, la Submeseta Norte, la Submeseta Sur o el Valle del Ebro, probablemente asociadas a zonas de cultivo y pastizales.

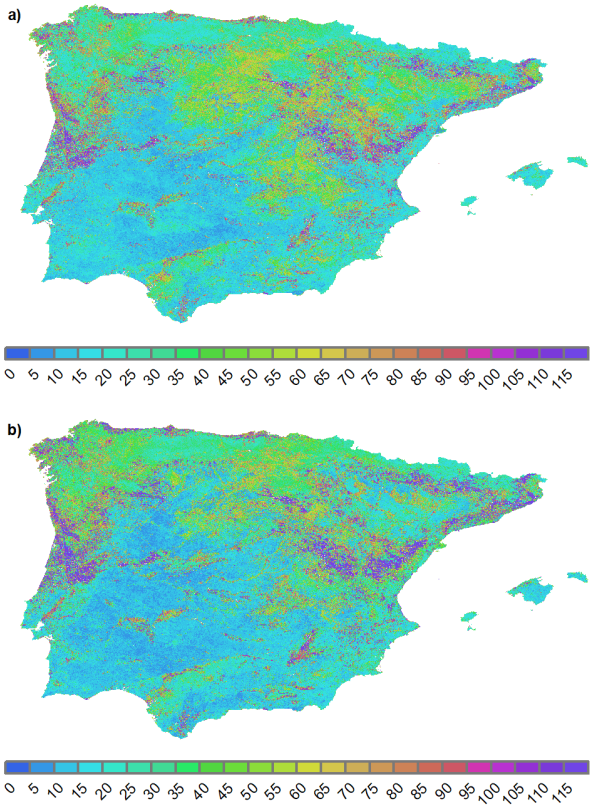


Figura 3. *Desviación estándar para a) el comienzo de la primavera biológica (CP), y b) el comienzo del otoño biológico (CO).*

La Figura 3 muestra la desviación estándar de las métricas fenológicas para los 17 años considerados en este estudio. En términos generales, la desviación máxima del CO es mayor que la del CP, sin embargo, la variabilidad del CP es superior a la del CO para la región mediterránea, mientras que en la región atlántica y en las zonas montañosas mediterráneas el CO presenta una mayor variabilidad que el CP.

4. CONCLUSIONES

Las series temporales de NDVI fueron utilizadas para caracterizar el comportamiento de la fenología para toda la península ibérica a una resolución espacial de 250 metros y a una alta frecuencia temporal (8 días). Aunque existen estudios previos centrados en nuestra área de estudio, la

cartografía generada en este trabajo de las diferentes métricas de LSP es, a conocimiento de los autores, la que presenta mayor nivel de detalle para toda la península hasta la fecha.

Esta cartografía mostró, en términos generales, una importante variabilidad espacial de la fenología de la vegetación entre las regiones biogeográficas atlántica y mediterránea. Estos ámbitos biogeográficos presentaban, a su vez, cierta variabilidad fenológica interna, pudiendo ser provocada bien por los efectos de las diferentes cubiertas del suelo, o bien, en el caso de la región mediterránea, por el efecto de la altitud de las regiones montañosas.

Los patrones fenológicos observados en este estudio podrían ayudar a comprender los posibles efectos potenciales del cambio climático sobre los ecosistemas peninsulares, a fin de poder establecer directrices para mitigarlos.

5. AGRADECIMIENTOS

El primer autor de este trabajo es un contratado pre-doctoral FPU (MECD) (referencia: FPU15/03758).

6. BIBLIOGRAFÍA

Badeck, F.W., Bondeau, A., Böttcher, K., Doktor, D., Lucht, W., Schaber, J., Sitch, S. (2004). Responses of spring phenology to climate change. New Phytologist, 162, 295-309

Dash, J., Ogutu, B.O. (2015). Recent advances in space-borne optical remote sensing systems for monitoring global terrestrial ecosystems. Progress in Physical Geography, 40, 322-351

de Beurs, K., Henebry, G. (2009). Spatio-Temporal Statistical Methods for Modelling Land Surface Phenology. (pp. 177-208)

Jönsson, P., Eklundh, L. (2004). TIMESAT - A program for analyzing time-series of satellite sensor data. Computers and Geosciences, 30, 833-845

Karlsen, S.R., Elvebakk, A., Hogda, K.A., Grydeland, T. (2014). Spatial and Temporal Variability in the Onset of the Growing Season on Svalbard, Arctic Norway - Measured by MODIS-NDVI Satellite Data. Remote Sensing, 6, 8088-8106

Kimball, J. (2014). Vegetation Phenology. In E.G. Njoku (Ed.), Encyclopedia of Remote Sensing (pp. 886-890). New York, NY: Springer New York

Peñuelas, J., Filella, I., Zhang, X., Llorens, L., Ogaya, R., Lloret, F., Comas, P., Estiarte, M., Terradas, J. (2004). Complex spatiotemporal phenological shifts as a response to rainfall changes. New Phytologist, 161, 837-846

Ramos, A., Pereira, M.J., Soares, A., Rosário, L.D., Matos, P., Nunes, A., Branquinho, C., Pinho, P. (2015). Seasonal patterns of Mediterranean evergreen woodlands (Montado) are explained by long-term precipitation. Agricultural and Forest Meteorology, 202, 44-50

Reed, B.C. (2006). Trend analysis of time-series phenology of North America derived from satellite data. GIScience and Remote Sensing, 43, 24-38

Richardson, A.D., Keenan, T.F., Migliavacca, M., Ryu, Y., Sonnentag, O., Toomey, M. (2013). Climate change, phenology, and phenological control of vegetation feedbacks to the climate system. Agricultural and Forest Meteorology, 169, 156-173

Rivas-Martínez, S. (1987). Mapa de series de vegetación de España 1:400000 y Memoria. ICONA, Madrid

Rodrigues, A., Marcal, A.R.S., Cunha, M. (2013). Monitoring vegetation dynamics inferred by satellite data using the pheno sat tool. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 51, 2096-2104

Rodríguez-Galiano, V.F., Dash, J., Atkinson, P.M. (2015a). Characterising the land surface phenology of Europe using decadal MERIS data. Remote Sensing, 7, 9390-9409

Rodríguez-Galiano, V.F., Dash, J., Atkinson, P.M. (2015b). Intercomparison of satellite sensor land surface phenology and ground phenology in Europe. Geophysical Research Letters, 42, 2253-2260

Vermote, E. (2015). MOD09Q1 MODIS/Terra Surface Reflectance 8-Day L3 Global 250m SIN Grid V006 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. DOI:10.5067/MODIS/MOD09Q1.006

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 81-84. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Comparación de medidas de *Nerium oleander* L. mediante medición clásica, láser escáner terrestre (TLS) e imágenes derivadas de drones (UAV)

Carbonell-Rivera, J.P.[(1)], Estornell, J.[(1)], Ruiz, L.A.[(1)], Torralba, J.[(1)], López-Cortés, I.[(2)], Salazar, D.[(2)]
[(1)] Grupo de Cartografía GeoAmbiental y Teledetección, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera s/n, 46022, Valencia, España. juacarri@upv.es
[(2)] Dpto. Producción Vegetal, Universitat Politècnica de València. Camino de Vera s/n, 46022, Valencia. España.

Resumen: El uso de drones equipados con cámaras digitales ha llamado la atención de la comunidad forestal debido a su potencial para realizar inventarios forestales. Este estudio tiene como objetivo rellenar el hueco de conocimiento sobre la viabilidad de esta técnica para determinar parámetros dendrómetricos en arbustos, comparándola con mediciones clásicas y TLS (*Terrestrial Laser Scanning*). Para la comparación se obtuvieron diferentes parámetros dendométricos (altura total, perímetro, área, volumen) en 19 adelfas situadas en el dominio público hidráulico del río Palancia. La comparación efectuada no encontró diferencias estadísticamente significativas entre la medición clásica, TLS y UAV, existiendo una alta correlación entre técnicas en todos los parámetros analizados. El uso de imágenes derivadas de drones permite la obtención de estadísticos de forma masiva para grandes extensiones con un presupuesto reducido.

Palabras clave: Láser Escáner Terrestre (TLS), *Structure from Motion* (SfM), nube de puntos, RPAS / dron.

Comparison of measurements of Nerium oleander *L. by classical measurements, Terrestrial Laser Scanner (TLS) and UAV-derived imagery*

Abstract: *The use of drones equipped with digital cameras has caught the attention of the forestry community due to its potential to conduct for forest inventories. The objective of this study is to fill the knowledge gap on the viability of this technique for determining dendrometric parameters in shrubs, comparing it with classical measurements and Terrestrial Laser Scanning (TLS). For the comparison, different metric parameters were obtained in 19 oleanders located in the public hydraulic domain of the river Palancia. The comparison did not reveal significant statistically differences between classical measurements, TLS and UAV, obtaining a high correlation between techniques in the parameters analysed. The use of UAV-derived imagery allows to obtain statistics massively for large tracts with a reduced budget.*

Keywords: *Terrestrial Laser Scanning (TLS), Structure from Motion (SfM), point cloud, unmanned aerial vehicle (UAV).*

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo de nuevas tecnologías de medición forestal que permitan reducir los costes y tiempos, tanto en la toma como en el procesamiento de los datos, es un reto científico que está siendo ampliamente estudiado. La mejora en las técnicas y la optimización de los flujos de trabajo permitiría abarcar mayores áreas de estudio con menores presupuestos. En este sentido es especialmente relevante la reducción de costes para la obtención de datos en el estudio de tierras marginales, como las zonas de ribera de la cuenca mediterránea, cuyo aprovechamiento ofrece limitaciones por condicionantes naturales y legales, impidiendo su estudio en profundidad.

Las riberas de la cuenca mediterránea son el hábitat originario de la adelfa (*Nerium oleander* L.). Este arbusto perennifolio juega un importante rol ecológico en los paisajes áridos o semiáridos de las formaciones ribereñas. En el contexto del desarrollo sostenible y mitigación del cambio climático, las zonas arbustivas del área mediterránea desempeñan una importante labor en el ciclo del carbono. Para su estudio, es necesaria la realización de mediciones de las dimensiones arbustivas para estimar parámetros como la cantidad de carbono fijada o la biomasa, de forma no invasiva (Estornell et al., 2011).

En los últimos años, los sistemas LiDAR (*Light Detection And Ranging*) tanto aerotransportados (*Airborne Laser Scanning*, ALS) como terrestres (*Terrestrial Laser Scanning*, TLS) han sido utilizados para la obtención de la estructura arbustiva, debido a que su penetración en la cobertura vegetal permite estratificarla en altura (Ruiz et al., 2018). Ambos métodos destacan por su capacidad de adquirir información geoespacial tridimensional con alta densidad. A pesar de estas características, estos sistemas tienen un alto coste de instrumentación y de adquisición de datos, no siendo prácticos para pequeños proyectos con bajo presupuesto (Torralba et al., 2018).

Recientemente, los avances en vehículos aéreos no tripulados los han convertido en una alternativa para adquirir imágenes de alta resolución a bajo coste, ya que únicamente es necesario que sean equipados con una cámara de consumo para la realización de proyectos fotogramétricos, aunque éstos pueden ser equipados con sensores LiDAR, o cámaras multiespectrales. Además, los drones ofrecen la posibilidad de controlar los parámetros de vuelo y de adquisición de imagen, posibilitando la adquisición de imágenes con un cierto porcentaje de solape entre tomas. Si las imágenes son adquiridas con suficiente solape, pueden ser utilizadas para crear nubes de puntos tridimensionales o modelos planimétricos, a través de

algoritmos *Structure from Motion* (SfM). Estos algoritmos se basan en la identificación automática de puntos homólogos entre imágenes, para calcular en bloque la posición y orientación de las cámaras y obtener nubes de puntos 3D. Esta técnica se ha utilizado satisfactoriamente en masas arbóreas (Guerra-Hernández et al., 2017), teniendo como principal inconveniente la falta de penetración en la cobertura vegetal. Sin embargo, pocos estudios se han centrado en la caracterización y análisis de la vegetación arbustiva con esta tecnología. Estudios previos señalan que los errores más significativos en la nube de puntos UAV se detectan en las zonas arbustivas (Joswig et al., 2011). El objetivo de este trabajo es realizar una comparación entre diferentes métodos (medición clásica, TLS y UAV), a partir de los parámetros geométricos altura total (H_t), perímetro (P), área (A), volumen cónico (V_{co}), volumen de un semielipsoide de revolución (V_s), volumen semiesférico (V_e) y volumen calculado a partir de la triangulación de la nube de puntos (V_t) para determinar la viabilidad del uso de imágenes derivadas de drones en la realización de análisis dendrométricos en adelfas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio y toma de datos

La zona de estudio comprende el dominio público hidráulico del río Palancia a su paso por la localidad de Estivella, en la provincia de Valencia. En esta zona ribereña predominan las especies *Arundo donax L.* y *Tamarix gallica L.*, junto con la especie de estudio *Nerium oleander L.*

Durante el mes de octubre de 2018 se llevaron a cabo los trabajos de campo, en los que se seleccionaron 19 adelfas distribuidas de forma aleatoria a lo largo del área de estudio. En ellas se midió la altura de forma clásica, realizando tres lecturas en cada individuo y el perímetro, midiéndose además la proyección máxima de cobertura de copa del arbusto.

2.2. Procesado de datos TLS

Los datos TLS se tomaron de forma simultánea utilizando un equipo FARO® Laser Scanner Focus3D X 330 HDR, con un rango operacional de 0,6 a 330 m, error sistemático de distancia de ±2 mm, con un campo de visión vertical de 300° y horizontal de 360°, velocidad de medición hasta 976 000 puntos/s y un peso de 5,2 kg. Los criterios empleados para la toma de datos fueron los siguientes: se realizaron cinco escaneados por arbusto, con una distancia media de escaneado de 5 m desde el centro de la planta, de forma que se minimizara la oclusión para obtener una nube de puntos homogénea de cada adelfa. Posteriormente, en gabinete las nubes de puntos tomadas fueron registradas utilizando el software Faro Scene®. A partir de las nubes de puntos obtenidas se realizó un fichero de polígonos *shapefile* de forma manual para delimitar individualmente las adelfas. Para la obtención de parámetros se desarrolló un software propio llamado PointCloudOOP (disponible en https://github.com/juacarri/PointCloudOOP) con el objetivo de automatizar el proceso de generación de parámetros a partir de nubes de puntos. Este programa hace uso de LAStools (Isenburg, 2018) y Fusion/LDV. Para su ejecución, PointCloudOOP utiliza como datos de entrada el fichero de la nube de puntos en formato .LAS o .LAZ, y un fichero de polígonos con los individuos a estudiar, en formato *shapefile*. A partir de estos ficheros se realiza un recorte para obtener una nube de puntos por cada individuo, aplicándose un *buffer* para ampliar la zona de estudio, de forma que se incremente en un radio de 25 m desde la envolvente que define la planta. Este proceso se realiza para obtener un Modelo Digital de Superficies (MDS) y un Modelo Digital del Terreno (MDT) de toda el área que rodea a la adelfa, y no únicamente de los puntos de terreno bajo la planta. A continuación, se realiza un filtrado de la nube con el objetivo de eliminar puntos anómalos y vegetación alrededor de cada individuo, teniendo como resultado el MDS de forma individualizada. El flujo continúa obteniendo el MDT a partir de los puntos clasificados como suelo. Finalmente se normalizan las alturas de todas las nubes de puntos extraídas y se vuelven a recortar utilizando de nuevo el fichero de polígonos *shapefile*. Por último, a partir de las nubes de puntos normalizadas e individualizadas se obtienen los parámetros. Este proceso se resume en la figura 1.

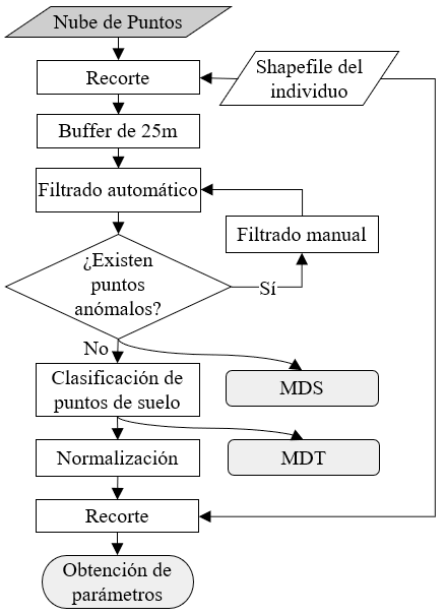


***Figura 1**. Flujo de trabajo de PointCloudOOP.*

2.3. Procesado de datos UAV

El vuelo dron fue realizado simultáneamente a la adquisición de datos en campo utilizando un UAV ATyges FV8, octocóptero, con un peso de 3,5 kg, y un tiempo de vuelo máximo de 20 minutos. Este dron fue equipado con una cámara Sony A5000, la cual posee un sensor CMOS (23,2×15,4 mm) de 20,1 MP de resolución. Para la toma de imágenes aéreas se realizaron 7 vuelos con un total de 1253 imágenes tomadas de forma cenital. Así mismo, para la toma de los puntos de control de terreno se utilizaron dos modelos GPS diferenciales, Leica Viva GS16 y Topcon GR-5, tomándose 262 puntos en la zona de estudio.

El proceso fotogramétrico se llevó a cabo utilizando el software Pix4D© versión 4.3.31, obteniendo una nube

con 2 679 342 097 puntos y un error medio cuadrático (RMSE) de 0,016 m. Seguidamente, se utilizó el software PointCloudOOP para obtener los parámetros.

2.4. Obtención de parámetros

A partir de las mediciones de perímetro realizadas en campo se calculó el radio de cada individuo aproximando el perímetro a un círculo. Utilizando el radio y el parámetro H_t, se calculó el volumen que ocuparía la adelfa si su forma se aproximara a los diferentes cuerpos de revolución estudiados: cono, semielipsoide y semiesfera.

Los parámetros de las nubes de puntos, tanto de UAV como de TLS se obtuvieron de forma automatizada, calculando los volúmenes aproximados a las figuras geométricas a partir de la altura total de cada adelfa y del perímetro. Éste se obtuvo a partir de la proyección máxima de cobertura de copa del arbusto. Para la obtención de la malla TLS y UAV, así como el cálculo de su volumen, se utilizó el software 3DReshaper©. La figura 2 muestra las mallas obtenidas para una adelfa.

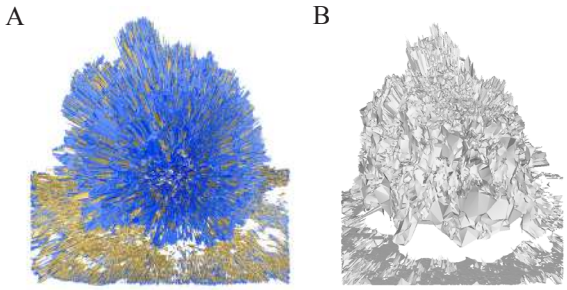


***Figura 2**. Triangulación de la nube de puntos TLS (A) junto con triangulación de la nube de puntos UAV (B).*

La relación entre parámetros obtenidos por diferentes técnicas se evaluó mediante el coeficiente de determinación (R^2) y la raíz del error cuadrático medio (RMSE). Para la realización de la comparación entre métodos se realizó un estudio de media y desviación típica de los parámetros estudiados. Por último, se realizó una prueba de Shapiro-Wilk para estudiar la normalidad de las diferencias entre parámetros por cada técnica. Si la hipótesis nula era aceptada, es decir, las muestras extraídas seguían una distribución normal, se aplicaba la prueba t-Student de muestras pareadas, si era rechazada, se aplicaba la prueba de la U de Mann-Whitney-Wilcoxon. Ambas pruebas se aplicaron con un nivel de significación de 0,05.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se puede observar en la tabla 1, los valores de media y desviación típica son similares entre técnicas. Destacar la similitud entre las medidas de UAV y TLS en parámetros como la H_t donde encontramos una diferencia del 5% en la media estadística. En esta comparativa, únicamente es significativa la diferencia encontrada en el promedio del parámetro V_t, al ser sobreestimado este volumen en un 29,8% por las medidas UAV respecto a las TLS.

Profundizando en el estudio de los estadísticos volumétricos, se observa que la nube de puntos UAV tiende a sobreestimar la volumetría, en comparación con la nube obtenida por TLS, debido principalmente a la falta de puntos en los flancos laterales inferiores de las adelfas (Figura 3).

***Tabla 1**. Media y desviación típica de los parámetros.*

Parámetro	Clásica	UAV	TLS
H_t (m)	2,10±0,64	2,08±0,79	2,19±0,67
P (m)	7,98±2,83	8,67±3,92	9,14±2,93
A (m^2)	5,15±3,68	6,35±5,49	6,77±4,39
V_S (m^3)	9,36±8,88	12,14±15,39	12,50±11,61
V_{co} (m^3)	4,68±4,44	6,39±7,77	6,25±5,81
V_e (m^3)	5,61±5,87	8,93±10,97	8,43±7,79
V_t (m^3)	-	6,71±7,68	4,71±4,54

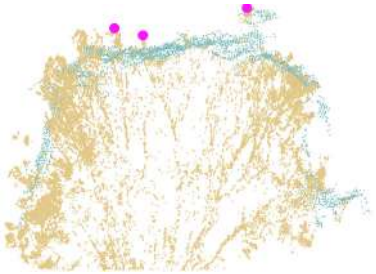


***Figura 3**. Perfil de una adelfa a partir de mediciones UAV (aguamarina), TLS (arena) y clásica (púrpura).*

Comparando las medias de los diferentes parámetros obtenidos a partir de las técnicas UAV y TLS, y la técnica clásica, la diferencia máxima se obtuvo en la media del parámetro V_e, donde los datos TLS y UAV sobreestiman el volumen frente a la técnica clásica en un 33,4% y 37,2%, respectivamente. Por otro lado, destaca la alta dispersión, indiferentemente de la técnica utilizada, en las medidas del volumen de los diferentes ejemplares de *Nerium oleander*, debido a la gran diferencia de porte entre los individuos estudiados.

En las pruebas de Shapiro-Wilk, t-Student y U de Mann-Whitney-Wilcoxon realizadas, no se observan diferencias estadísticamente significativas, obteniéndose valores-P mayores de 0,05.

Las tres técnicas propuestas obtuvieron una alta correlación y un reducido RMSE entre sí para los parámetros H_t, P y A, como puede observarse en la tabla 2. De la misma forma, se comprueba que existe una alta correlación entre los parámetros volumétricos V_{co}, V_s, V_e y V_t, aunque contrariamente estos presentan un RMSE más elevado**.** No obstante, a partir de la alta correlación entre medidas volumétricas se deduce que esta sobreestimación es linealmente proporcional, y por tanto estimable.

En la comparación de las mediciones UAV y TLS con la medición clásica, es destacable como en las medidas H_t, P y A, el TLS obtiene una mayor correlación y un menor RMSE que las medidas UAV, aunque con pequeñas diferencias. Estas diferencias se ven incrementadas en las medidas volumétricas, donde la comparación UAV con los datos clásicos obtiene una media de 0,88 de R^2 y un RMSE de 6,31 m^3, estos datos son mejorados en la comparación entre TLS y clásica a una media de 0,97 de R^2 y 2,33 m^3 de RMSE. Son destacables los ajustes realizados entre las técnicas UAV y TLS, con un R^2 0,98 en las medidas de volumen obtenido a partir de la triangulación de las nubes de puntos (Tabla 2).

***Tabla 2**. Modelos lineales obtenidos entre los parámetros altura total (H_t), perímetro (P), área (A), volumen de un semielipsoide de revolución (V_s), volumen cónico (V_{co}), volumen semiesférico (V_e) y volumen calculado a partir de la triangulación de la nube de puntos (V_t) y las técnicas clásica, UAV y TLS para Nerium oleander L.*

Parámetro		Clásica-UAV	Clásica-TLS	UAV-TLS
H_t (m)	Ecuación	$H_{t\text{-}Clásica}$=0,7727*$H_{t\text{-}UAV}$+0,4929	$H_{t\text{-}Clásica}$=0,9336*$H_{t\text{-}TLS}$+0,0574	$H_{t\text{-}TLS}$=0,8148*$H_{t\text{-}UAV}$+0,4932
	R^2 | RMSE	0,92 | 0,25	0,95 | 0,17	0,94 | 0,24
P (m)	Ecuación	$P_{Clásica}$ = 0,6858*P_{UAV} +2,031	$P_{Clásica}$ = 0,9453*P_{TLS}-0,6656	P_{TLS}=0,7241* P_{UAV}+2,8642
	R^2 | RMSE	0,90 | 1,63	0,96 | 1,31	0,94 | 1,35
A (m^2)	Ecuación	$A_{Clásica}$=0,6346*A_{UAV}+1,1274	$A_{Clásica}$=0,8256*A_{TLS}-0,4383	A_{TLS}=0,7744*A_{UAV}+1,8745
	R^2 | RMSE	0,90 | 2,56	0,97 | 1,88	0,94 | 1,64
V_S (m^3)	Ecuación	$V_{s\text{-}Clásica}$=0,5385*$V_{s\text{-}UAV}$+2,4811	$V_{s\text{-}Clásica}$=0,7527*$V_{s\text{-}TLS}$-0,0485	$V_{s\text{-}TLS}$=0,7298*$V_{s\text{-}UAV}$+3,1765
	R^2 | RMSE	0,89 | 8,29	0,97 | 1,45	0,95 | 7,87
V_{co} (m^3)	Ecuación	$V_{co\text{-}Clásica}$=0,5385*$V_{co\text{-}UAV}$+ 1,2406	$V_{co\text{-}Clásica}$=0,7527* $V_{co\text{-}TLS}$ - 0,0243	$V_{co\text{-}TLS}$=0,7298*$V_{co\text{-}UAV}$+1,5883
	R^2 | RMSE	0,89 | 4,14	0,97 | 2,22	0,95 | 2,39
V_e (m^3)	Ecuación	$V_{e\text{-}Clásica}$=0,4985*$V_{e\text{-}UAV}$+1,447	$V_{e\text{-}Clásica}$=0,7433*$V_{e\text{-}TLS}$-0,364	$V_{e\text{-}TLS}$=0,6804*$V_{e\text{-}UAV}$+2,3486
	R^2 | RMSE	0,86 | 6,50	0,97 | 3,33	0,92 | 4,08
V_t (m^3)	Ecuación	-	-	$V_{t\text{-}TLS}$ = 0,5854* $V_{t\text{-}UAV}$+ 0,7853
	R^2 | RMSE			0,98 | 3,74

En la comparación de las nubes de puntos UAV y TLS con los datos clásicos, se comprueba que los parámetros derivados del TLS se ajustan mejor a los obtenidos por medición clásica que las mediciones derivadas de los UAV. La falta de información en la parte inferior de la cobertura vegetal, por parte los datos UAV, influye negativamente en la estimación de parámetros como el perímetro circundante, afectando al cálculo volumétrico. A este respecto, para obtener una estimación precisa del volumen de plantas arbustivas es necesario obtener información de la estructura vertical de los individuos.

4. CONCLUSIONES

La evaluación de parámetros obtenidos entre los diferentes métodos sugiere que la metodología seguida en este estudio es fiable, permitiendo realizar mediciones de la nube de puntos UAV para estimar variables dendrométricas de *Nerium oleander*. No obstante, para trabajos futuros se propone la realización de tomas oblicuas en la fase de vuelo, con el objetivo de obtener información de la cobertura lateral inferior de los individuos a analizar.

En comparación, las mediciones TLS ofrecen una precisión ligeramente mayor en la obtención de los parámetros arbustivos analizados, por el contrario, este método tiene un alto coste instrumental y técnico, que se incrementa en proyectos que abarquen grandes áreas de estudio. Los algoritmos SfM aplicados conjuntamente en plataformas aerotransportadas abren las puertas al desarrollo de estudios forestales no abarcables mediante la utilización de otros métodos, como la medición clásica o el TLS.

5. AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se ha llevado a cabo en el marco de proyecto Desarrollo de métodos de cuantificación de biomasa de vegetación riparia para la gestión de cauces de la Comunidad Valenciana (AICO/2017/047), financiado por la Generalitat Valenciana. Igualmente, la financiación de este trabajo ha sido aportada por el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad: beca de Formación de Personal Investigador BES-2017-081920, asociada al proyecto FIRMACARTO (CGL2016-80705-R), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y el FEDER.

6. BIBLIOGRAFÍA

Estornell, J., Ruiz, L.A., Velázquez-Martí, B., Fernández-Sarría, A. 2011. Estimation of shrub biomass by airborne LiDAR data in small forest stands. Forest Ecology and Management, 262, 1697-1703.

Guerra-Hernández, J., González-Ferreiro, E., Monleón, V., Faias, S., Tomé, M., Díaz-Varela, R. 2017. Use of Multi-Temporal UAV-Derived Imagery for Estimating Individual Tree Growth in Pinus pinea Stands. Forests, 8, 300.

Isenburg, M. 2018. LAStools - Efficient tools for LiDAR processing. (Version 180409) obtained from http://rapidlasso.com/LAStools.

Joswig, M., James, M.R., Travelletti, J., Niethammer, U., Rothmund, S. 2011. UAV-based remote sensing of the Super-Sauze landslide: Evaluation and results. Engineering Geology, 128, 2-11.

Ruiz, L.Á., Recio, J.A., Crespo-Peremarch, P., Sapena, M. 2018. An object-based approach for mapping forest structural types based on low-density LiDAR and multispectral imagery. Geocarto International, 33, 443-457.

Torralba, J., Crespo-Peremarch, P., Ruiz, L. 2018. Assessing the use of discrete, full-waveform LiDAR and TLS to classify Mediterranean forest species composition. Revista de Teledetección, 0(52), 27-40.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 85-88. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Caracterización de la fenología de *Fagus sylvatica* L. en poblaciones mediterráneas del Sistema Central español mediante datos Landsat OLI/ETM+ y Sentinel-2A/B

Gómez, C.[(1)], Alejandro, P.[(2)], Montes, F.[(1)]
[(1)] INIA, CIFOR, Dep. de Dinámica y Gestión Forestal, Ctra. La Coruña km 7.5, 28040 Madrid, España.
gomez.cristina@inia.es
[(2)] Quasar Science Resources, Ctra. La Coruña km 22.3, Las Rozas, 28232 Madrid, España.

Resumen: Algunas de las poblaciones más meridionales de *Fagus sylvatica* L. (haya europea) se encuentran en el Sistema Central español. La cartografía reciente de estas poblaciones de haya indica que están en ligera expansión, extendiéndose a lo largo de arroyos y ganando terreno a robledales de *Quercus pyrenaica* Willd., brezales, y repoblaciones de pino. Conocer la fenología espectral de estos hayedos mediterráneos de montaña, cuya apertura de hojas se adelanta a la de otras formaciones vegetales permitiría inferir su dinámica reciente y modelizar su comportamiento frente a futuras oscilaciones climáticas. Se utilizaron 148 imágenes Landsat OLI y ETM+ adquiridas entre junio 2013 y diciembre 2017 y 100 imágenes Sentinel-2A/B adquiridas entre abril 2017 y marzo 2019 para caracterizar la fenología espectral de los hayedos y otras cinco formaciones vegetales en un área de 108 000 ha. Se calcularon y analizaron los índices de vegetación *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) y *Tasseled Cap Angle* (TCA) con imágenes Landsat, y NDVI y *Normalized Difference Water Index* (NDWI) con datos Sentinel-2. Las series temporales de estos índices en pixeles muestra se extrajeron para su análisis mediante el software TIMESAT. El análisis de las series temporales de índices espectrales permitió identificar el brote más temprano (21 días de media) de las hayas frente a otras formaciones vegetales, y la duración del periodo vegetativo. Los datos espectrales de media resolución espacial actualmente disponibles permiten inferir conocimiento sobre el comportamiento fenológico de formaciones vegetales, facilitando la modelización de su adaptación a cambios ambientales. El análisis conjunto de los datos de la constelación virtual de satélites constituida por Landsat y Sentinel-2 permitirá un conocimiento más detallado de la fenología a escala de paisaje.

Palabras clave: fenología espectral, Landsat, Sentinel-2, TIMESAT, NDVI, TCA, NDWI.

Characterization of Fagus sylvatica *L. phenological traits in Mediterranean populations of the Spanish Central Range with Landsat OLI/ETM+ and Sentinel-2*

Abstract: *The Spanish Central Range hosts some of the southernmost Fagus sylvatica L. (European beech) populations. Recent cartography records of these populations indicate that they are expanding, mounting streams and gaining ground to oak forests of Quercus pyrenaica Willd., heather bushes, and pine plantations. Understanding the spectro-phenological behaviour of European beach populations in these Mediterranean mountain ranges –which leaf flush occurs earlier than other vegetation formations– will provide insights of the recent dynamics, and will enable modelling the potential behaviour under future climate oscillations. Intra-annual series of 148 Landsat OLI and ETM+ images acquired between June 2013 and December 2017 and 100 Sentinel-2A/B images acquired between April 2017 and March 2019 were employed to characterize the spectro-phenological behaviour of European beech populations and five other vegetation types in an area of 108000 ha. Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and Tasseled Cap Angle (TCA) vegetation indices from Landsat and NDVI and Normalized Difference Water Index (NDWI) from Sentinel-2 were calculated and values retrieved from sample pixels. The temporal series of these vegetation indices were analysed with TIMESAT. Analysing temporal series of vegetation indices enabled identification of an earlier (21 days on average) leaf flush of European beech compared with other vegetation formations, and characterization of the leaf season duration. Medium spatial resolution spectral data currently available enable inference of knowledge about phenological traits that facilitate modelling of adaptation to environmental changes. Joint analysis of data from the virtual constellation made by Landsat and Sentinel-2 will enable more detailed knowledge of phenological traits at the landscape scale.*

Keywords: *spectral phenology, Landsat, Sentinel-2, TIMESAT, NDVI, TCA, NDWI.*

1. INTRODUCCIÓN

El Sistema Central español alberga algunas de las poblaciones más meridionales de *Fagus sylvatica* L. (haya europea). En general los bosques de haya necesitan agua abundante y su distribución mediterránea está limitada por las altas temperaturas y la sequía estival, así como por la disponibilidad de humedad (Huston Durrant et al., 2016).

El cambio de uso de la tierra y las oscilaciones climáticas han sido los principales factores de cambio en la dinámica de las poblaciones de haya en el Sistema Central español. Conocer la fenología de las poblaciones de haya puede contribuir a un mejor entendimiento de su dinámica reciente.

Los datos ópticos de teledetección con media resolución espacial (tamaño de pixel 10-30 m) facilitan la identificación y cartografía de la distribución de especies dominantes (Fassnacht et al., 2016). La disponibilidad actual de imágenes Landsat (OLI y ETM+) y Sentinel-2 (A y B) con observaciones cada 8 y 3 días respectivamente, facilita la caracterización de hábitats y formaciones vegetales (Pasquarella et al., 2016).

El objetivo de este trabajo es caracterizar la fenología espectral de las poblaciones de haya en el Sistema Central español mediante imágenes de media resolución adquiridas por Landsat y Sentinel-2.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio ocupa 108 000 ha en el Sistema Central español (Figura 1) y cubre todas las poblaciones de haya europea cartografiadas en la zona. La precipitación anual es superior a 1000 mm con un periodo de sequía estival de dos meses y temperatura media anual de 8°C (Gonzalo, 2010), que permite la presencia de especies frondosas atlánticas (Ruiz-Labourdete et al., 2012). Los hayedos se encuentran entre 1200 y 1970 m sobre suelos ácidos formados por materiales metamórficos y con frecuencia conforman la *tree line*, sobre rebollares de *Quercus pyrenaica* Willd., remontando arroyos y entremezclados con pinares de repoblación.

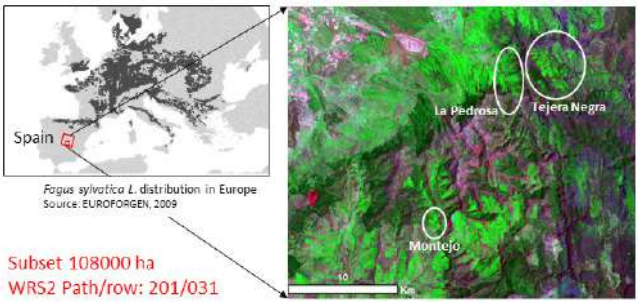


Figura 1. *Localización del área de estudio. Los principales hayedos están indicados (fuente: Gómez et al., 2019).*

La fenología temprana de estos hayedos de montaña, cuyas hojas empiezan a brotar a final de abril o principio de mayo, les permite competir con ventaja frente a otras especies. Al mismo tiempo los hayedos quedan expuestos al riesgo de las heladas tardías y los vendavales (Gil et al., 2010).

3. DATOS UTILIZADOS

3.1. Landsat OLI y ETM+

Desde 2013 todas las imágenes adquiridas por el programa Landsat se procesan y están disponibles en el archivo del United States Geological Survey (USGS). La base de metadatos de imágenes adquiridas por Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI desde 2013 se analizó y todas las imágenes con cobertura de nubes menor del 70% fueron consideradas aptas para su uso en este trabajo (Figura 2).



Figura 2. *Imágenes Landsat (path row 201/031) con menos del 70% de cobertura de nubes disponibles en el archivo del USGS.*

Los datos Landsat (67 imágenes ETM+ y 81 imágenes OLI) se bajaron del ESPA (https://espa.cr.usgs.gov/) en forma de reflectancia en superficie. Las imágenes Landsat de colección 1 level 2 SR están registradas geométricamente y corregidas radiométricamente. Por tanto son comparables directamente y están listas para análisis en series temporales. Se calcularon varios indices de vegetación –Normalized Difference Vegetation Index (NDVI, Tucker 1979), Taselled Cap Wetness (TCW, Crist 1985) y Tasselled Cap Angle (TCA, Powell et al., 2010)– de todas las imágenes.

3.2. Sentinel-2

Todas las imágenes de Sentinel-2A/B adquiridas entre 2017 y 2019 y actualmente disponibles en formato AP, se consideraron para este estudio. Los datos Sentinel-2AP son orto imágenes corregidas atmosféricamente. La selección inicial de imágenes se hizo de forma visual desde https://scihub.copernicus.eu. Se descargaron a disco local 100 imágenes.

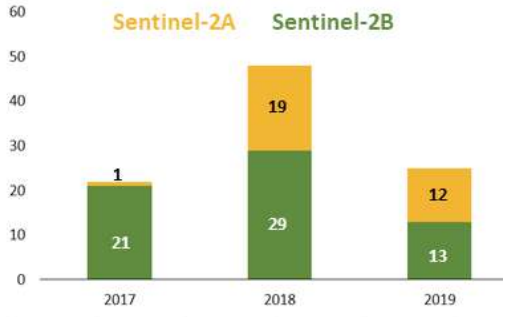


Figura 3. *Imágenes Sentinel2-A/B consideradas.*

Se consideraron diez de las trece bandas Sentinel-2 (2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 8A, 11, 12) remuestreando a 10 m las correspondientes al NIR y SWIR, originalmente adquiridas con otra resolución espacial. El remuestreo y recorte de los datos a la zona de interés se realizó mediante *Sentinel Applications Platform* (SNAP). Los índices de vegetación NDVI, *Enhanced Vegetation Index* (EVI, Liu y Huete, 1995), y *Normalized Difference Water Index* (NDWI, Gao, 1996), fueron calculados y las observaciones de nieve y nubes enmascaradas trabajando en entorno Matlab.

4. MÉTODOS

4.1. Clasificación de hayedos y verificación

Para la identificación de las zonas dominadas por haya se realizó una clasificación multitemporal de imágenes Landsat OLI adquiridas en 2015 (Gómez et al., 2019). La verificación sobre terreno se realizó con intensas campañas de campo en 2017-2018, visitando todos los lugares identificados como hayedo.

4.2. Caracterización espectro-fenológica mediante TIMESAT

TIMESAT (Eklundh y Jönsson, 2017) es software eficaz para la generación de series temporales suavizadas que proporciona parámetros de estacionalidad como inicio, fin, duración, máximo y amplitud. TIMESAT es robusto a la presencia de ruido –e.g. por presencia de nubes residuales– y series incompletas, y proporciona información sobre la calidad de los resultados incrementando su fidelidad.

Se realizaron análisis separados para las series interpoladas cada 8 y 3 días de observaciones Landsat y Sentinel-2 respectivamente. Se extrajeron los valores y se analizaron las series temporales de los píxeles muestra previamente utilizados en la clasificación de hayedos y otras cinco formaciones vegetales presentes en la zona (Gómez et al., 2019). El número de píxeles muestra fue 47 en hayedos para un total de 178. También se extrajeron y analizaron las series temporales de los píxeles correspondientes a los centroides de los polígonos clasificados como hayedo. El procesamiento se hizo a nivel de píxel individual.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Fenología espectral con Landsat

Los mejores ajustes de las series TCA y NDVI se obtuvieron con funciones Savitzky Golay. Durante el periodo analizado con datos Landsat (2013-2017) el haya comenzó su periodo vegetativo de media 21 días antes que el *Q. pyrenaica* (Figura 4) y la duración media del periodo vegetativo del haya fue de media 16 días más larga. El análisis de las series mediante TIMESAT demostró que la fenología analizada con TCA es más corta que la de NDVI y también comienza más tarde.

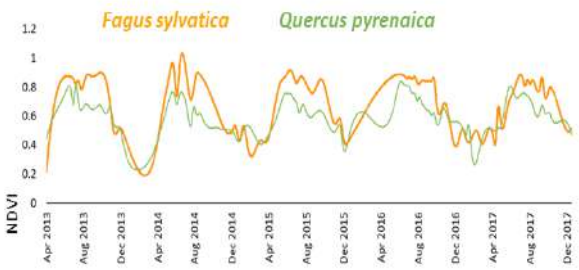


Figura 4. *Fenología espectral de Fagus sylvatica y Quercus pyrenaica representada por una serie NDVI de datos Landsat.*

5.2. Fenología espectral con Sentinel-2

Las series Sentinel-2 también se ajustaron con funciones Savitzky Golay. La escasa duración de la serie Sentinel-2 aconseja no promediar temporalmente resultados para evitar conclusiones sesgadas. La temporada 2017 la fenología de algunos hayedos fue anómala, debido a la helada tardía ocurrida entre los días 26 y 28 de abril. De acuerdo a TIMESAT ese año el haya comenzó su periodo vegetativo 7 días después que el rebollo. Algunas series NDVI reflejan el efecto de la helada por un marcado punto mínimo (Figura 5). Aun así, los resultados de TIMESAT indican que la duración de la temporada fue 28 días más larga en hayedos que en rebollares. En 2018 los hayedos brotaron de media 24 días antes que los rebollares y su periodo vegetativo duró 23 días más.

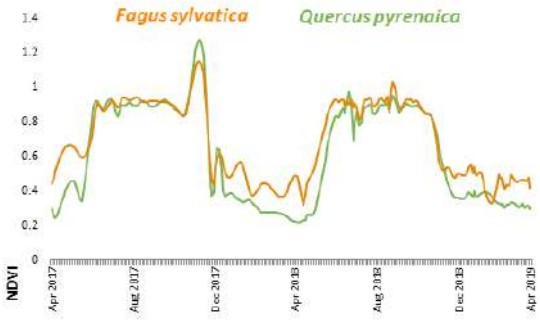


Figura 5. *Fenología espectral de Fagus sylvatica y Quercus pyrenaica representada por una serie NDVI de datos Sentinel-2.*

El análisis de series temporales con TIMESAT permitió comprobar la unicidad de la fenología de los hayedos y su distinción frente a otras formaciones vegetales (e.g. pinar, brezal, pastizal). El ruido de las series de los índices de humedad, TCW en Landsat y NDWI en Sentinel-2 dificultó la síntesis de información espectro-fenológica. La posibilidad de analizar series más largas de datos Sentinel-2, disponibles desde 2015 aunque con menor densidad de datos, puede mejorar el análisis y síntesis de información espectro fenológica. De la misma forma un análisis conjunto de los datos Landsat y Sentinel-2 posiblemente aumentaría la calidad de la información.

6. CONCLUSIONES

Las series intra-anuales de datos de media resolución espacial tanto de Landsat como de Sentinel-2 son capaces de caracterizar la fenología espectral de formaciones vegetales con especies dominantes como *Fagus sylvatica* L. en el Sistema Central español. La alta frecuencia de datos disponibles adquiridos por ambos sistemas facilita el uso de series intra-anuales, a pesar de los intervalos sin observaciones de calidad derivados del régimen de nubes. En lugares con mayor frecuencia de nubes el uso conjunto de la constelación virtual de estos satélites puede ser necesaria.

El estudio de la fenología de especies mediante datos espectrales de observación remota constituye una herramienta cada vez más valiosa y fiable para la adquisición de conocimiento sobre el comportamiento y posible adaptación de las especies a variaciones ambientales.

7. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio Español de Ciencia, Innovación y Universidades a través de los proyectos: AGL2013-46028-R "La gestión forestal frente a los cambios en la dinámica de los ecosistemas forestales: un enfoque multiescala (SCALyFOR)" y AGL2016-76769-C2-1-R "Influencia del régimen de perturbaciones y la gestión en el balance de carbono, estructura y dinámica de las masas forestales (FORESTCHANGE)". Se agradece la ayuda de los agentes forestales Diego Galán, Belén Oñate y Gregorio Cerezo en el trabajo de campo.

8. BIBLIOGRAFÍA

Crist, E.P. 1985. A TM Tasseled Cap equivalent transformation for reflectance factor data. Remote Sensing of Environment, 17, 301–306.

Eklundh, L., Jönsson, P. 2017. Timesat 3.3 Software Manual, Lund and Malmö University, Sweden.

Fassnacht, F.E., Latifi, H., Stereńczak, K., Modzelewska, A. 2016. Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. Remote Sensing of Environment, 186, 64–87.

Gao, B-C. 1996. NDWI –A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. Remote Sensing of Environment, 58, 257–266.

Gil, L., Náger, J.A., Aranda-García, I., González Doncel, I., Gonzalo Jiménez, J., López de Heredia, U., Millerón, M., Nanos, N., Perea García-Calvo, R., Rodríguez Calcerrada, J., Valbuena Carabaña, M. 2010. El Hayedo de Montejo: una gestión sostenible. Dirección General del Medio Ambiente, Spain, 151 pp.

Gómez, C., Alejandro, P., Aulló-Maestro, I., Hernández, L., Sánchez de Dios, R., Sainz-Ollero, H., Velázquez, J.C., Montes, F. 2019. Presence of European beech in its Spanish southernmost limit characterized with Landsat intra-annual time series. Proceedings of the AIT 2018, IX Conference of the Italian Society of Remote Sensing.

Gonzalo, J. 2010. Diagnosis fitoclimática de la España peninsular. Hacia un modelo de clasificación funcional de la vegetación y de los ecosistemas peninsulares españoles. Serie Técnica: Naturaleza y Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Organismo Autónomo Parques Nacionales.

Huston Durrant, T., de Rigo, D., Candullo, G. 2016. Fagus sylvatica in Europe: distribution, habitat, usage and threats in San Miguel Ayanz, J., de Rigo, D., Candullo, G., Huston Durrant, T., Mauri, A. (eds.) European Atlas of Forest Tree Species. Publication Office of the European Union, Luxembourg.

Liu, H.Q., Huete, A.R. 1995. A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 33, 457–465.

Pasquarella, V.J., Holden, C.E., Kaufman, L., Woodcock, C.E. 2016. From imagery to ecology: leveraging time series of all available Landsat observations to map and monitor ecosystem state and dynamics. Remote Sensing in Ecology and Conservation, 2(3), 152–170.

Powell, S.L., Cohen, W.B., Healey, S.P., Kennedy, R.E., Moisen, G.G., Pierce, K.B., Ohmann, J.L. 2010. Quantification of live aboveground biomass dynamics with Landsat time-series and field inventory data: a comparison of empirical modeling approaches. Remote Sensing of Environment, 114, 1053–1068.

Ruiz-Labourdette, D., Nogués-Bravo, D., Sainz Ollero, H., Schmitz, M.F., Pineda, F.D. 2012. Forest composition in Mediterranean mountains is projected to shift along the entire elevational gradient under climate change. Journal of Biogeography, 39, 162–176.

Tucker, C.J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. Remote Sensing of Environment, 8(2), 127–150.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 89-92. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Estimación de variables esenciales de la vegetación en un ecosistema de dehesa utilizando factores de reflectividad simulados con PROSAIL + FLIGHT

Martín, M.P.[(1)], Pacheco-Labrador, J.[(2)], Gonzalez-Cascon, R.[(3)], Moreno, G.[(4)], Migliavacca, M.[(2)], García, M.[(5)], Yebra, M.[(6)], Riaño, D.[(1,7)]

[(1)] Laboratorio de Espectro-radiometría y Teledetección Ambiental (SpecLab), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Albasanz 26-28, 28037, Madrid, España. mpilar.martin@cchs.csic.es

[(2)] Max Planck Institute for Biogeochemistry, Hanks Knöll Straße 10, D-07745, Jena, Alemania.

[(3)] Departamento de Medio Ambiente, Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA), Ctra. Coruña, Km 7.5, 28040 Madrid, España.

[(4)] INDEHESA-forest Research Group, Universidad de Extremadura, 10600 Plasencia, España.

[(5)] Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá, Colegios 2, 28801 Alcalá de Henares, España.

[(6)] Fenner School of Environment and Society, The Australian National University, Canberra, ACT 2601, Australia.

[(7)] Center for Spatial Technologies and Remote Sensing (CSTARS), University of California, Davis, One Shields Avenue, 139 Veihmeyer Hall, Davis, CA 95616, USA.

Resumen: Las asociaciones mixtas de vegetación arbolada y arbustiva-herbácea son vitales para la producción ganadera extensiva y sostenible, así como para la conservación de la biodiversidad y se localizan en algunas de las áreas, que se prevé, serán más fuertemente afectadas por el Cambio Climático. Sin embargo, las características estructurales, fenológicas, y las propiedades ópticas de la vegetación en estos ecosistemas constituyen un serio desafío para la comunidad científica de teledetección. Este trabajo combina métodos físicos y empíricos para mejorar la estimación de variables esenciales de la vegetación: Índice de área foliar (*LAI*, m^2/m^2), contenido en clorofila de la hoja ($C_{ab,leaf}$, $\mu g/cm^2$), contenido en materia seca de la hoja ($C_{m,leaf}$, g/cm^2), contenido en clorofila del dosel ($C_{ab,canopy}$, g/m^2) y contenido en materia seca del dosel ($C_{m,canopy}$, g/m^2) en un ecosistema de dehesa ubicado en el oeste de España. Para este propósito, se construyó una base de datos simulada combinando los modelos de transferencia radiativa PROSAIL + FLIGHT relacionando factores de reflectividad (*R*) del ecosistema con las propiedades biofísicas de árboles y estrato herbáceo. Esta base de datos se empleó para ajustar diferentes modelos predictivos basados en índices de vegetación (IV) propuestos en la literatura y *Partial Least Squares Regression* (PLSR). PLSR permitió obtener los modelos con mayor poder de predicción. Los resultados sugieren que efectos direccionales y geométricos controlan las relaciones entre *R* y los parámetros foliares. Los modelos desarrollados deben ser aún validados con datos espectrales medidos con sensores próximos o remotos.

Palabras clave: modelos de transferencia radiativa, PROSAIL+FLIGHT, índices de vegetación, PLSR, variables biofísicas, ecosistema *tree-grass*.

Estimation of essential vegetation variables in a dehesa ecosystem using PROSAIL+FLIGHT simulated reflectance factors

Abstract: *Mixed associations of wooded and shrub-herbaceous vegetation are vital for extensive and sustainable livestock production as well as for the conservation of biodiversity and are in some of the areas, which are expected to be more strongly affected by Climate Change. However, the structural characteristics, phenology, and the optical properties of the vegetation in these ecosystems constitute a serious challenge for the remote sensing scientific community. This work combines physical and empirical methods to improve the estimation of essential vegetation variables: Leaf area index (LAI, m^2/m^2), leaf chlorophyll content ($C_{ab,\ leaf}$, $\mu g/cm^2$), leaf dry matter content ($C_{m,\ leaf,}$ g/cm^2), canopy chlorophyll content ($C_{ab,\ canopy}$, g/m^2) and canopy dry matter content ($C_{m,\ canopy}$, g/m^2) in a dehesa ecosystem located in the west of Spain. For this purpose, a simulated database was built by coupling PROSAIL + FLIGHT radiative transfer models relating reflectance factors (R) with the biophysical properties of trees and herbaceous layers. This database was used to adjust different predictive models based on vegetation indices (VI) proposed in the literature and Partial Least Squares Regression (PLSR). PLSR models offered greater predictive power. The results suggest that directional and geometric effects control the relationships between R and the foliar parameters. The models developed need to be validated with spectral data obtained either with proximal or remote sensors.*

Keywords: *radiative transfer models, PROSAIL+FLIGHT, vegetation indices, PLSR, biophysical variables, tree-grass ecosystems.*

1. INTRODUCCIÓN

Las asociaciones de vegetación mixtas como las compuestas por arbolado-pasto y matorral-pasto (*tree-grass* o sabanas) son unas de las más extensas a nivel mundial y enfrentan un futuro incierto debido a las presiones del cambio en el uso del suelo y las derivadas del cambio

climático (Hill et al., 2011). El ecosistema de sabana es fundamental de cara a la producción ganadera y juega un papel clave para la producción y la seguridad alimentaria, tanto a nivel regional como a nivel global. La dehesa es un agro-sistema Mediterráneo que pertenece a este tipo de ecosistemas mixtos pasto-arbolado actualmente amenazado por enfermedades, envejecimiento del arbolado y otras consecuencias del cambio global. Un mejor conocimiento de los procesos que afectan a estos ecosistemas resulta necesario para valorar adecuadamente su vulnerabilidad y proponer opciones de gestión que permitan aumentar su resiliencia. A pesar de la importancia de estos ecosistemas mixtos *tree-grass*, los productos de teledetección y los modelos derivados de los mismos no se han adaptado de una forma adecuada a sus características estructurales y funcionales. En este trabajo se explora el uso de modelos de transferencia radiativa (RTM) para seleccionar y diseñar índices de vegetación (IV) más sensibles a la estimación de variables biofísicas y estructurales esenciales como el contenido en materia seca (C_m) el contenido en clorofila (C_{ab}) y el índice de área foliar (*LAI*) en este tipo de ecosistemas. La combinación de RTMs e índices espectrales tiene como objetivo evitar usar inversiones de RTM, sujetos a problemas de equifinalidad.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio se localiza en el término municipal de Majadas de Tiétar, en el noreste de la provincia de Cáceres (Figura 1). Se trata de un área de dehesa con un uso ganadero extensivo. La temperatura media anual es de 16,7°C mientras que la precipitación media anual se sitúa en torno a los 650 mm. El relieve del área es llano con una altitud media sobre el nivel del mar de 256 m. La vegetación se organiza en dos estratos con características biofísicas y fenológicas muy diferenciadas. El estrato arbóreo está compuesto principalmente por encinas (*Quercus ilex*), con una altura media de 9 m y un diámetro de copa medio de 6 m, y algunos quejigos aislados (*Quercus faginea*). El estrato herbáceo cubre el 86% del área de estudio y está compuesto por una gran variedad de especies entre las que se incluyen *Tolpis Barbata*, *Chamaemelum mixtum*, *Plantago lagopus*, *Echium plantagineum*, *Cynodon dactylon*, etc. Este estrato se caracteriza por tener un ciclo fenológico muy marcado (Figura 1) que está íntimamente ligado a las condiciones meteorológicas de la zona.



Figura 1. *Localización de la zona de estudio y fotografías de campo que muestran la fenología del estrato herbáceo.*

2.2. Generación de factores de reflectividad simulados con PROSAIL+FLIGHT

Los RTM 3D como FLIGHT han demostrado su capacidad para representar la respuesta espectral de bosques abiertos o sabanas que presentan suelos desnudos subyacentes (Guillen-Climent et al., 2012). Sin embargo, estos modelos no resultan adecuados para los ecosistemas mixtos *tree-grass* donde un sotobosque herbáceo puede dominar la respuesta espectral del ecosistema y su dinámica espacio-temporal debido a la fuerte variabilidad estacional y la baja fracción de cubierta del arbolado. Para solucionar este problema, acoplamos el RTM 3D FLIGHT con el RTM 1D PROSAIL (PROSAIL+FLIGHT), representando así los dos principales estratos de vegetación en el ecosistema (Melendo-Vega et al., 2018). El análisis de series temporales de datos MODIS permitió definir en el ecosistema cuatro etapas fenológicas o fenofases. Para cada una se construyeron *Look-up-Tables* (LUT) de 100 000 simulaciones muestreando el espacio de variables con la técnica *Latin Hypercube Sampling* (McKay et al., 1979). Los parámetros de ambos modelos (PROSAIL y FLIGHT) se limitaron de acuerdo a los rangos observados en diferentes muestreos de campo realizados en el ecosistema. Algunos de los parámetros de PROSAIL se ajustaron conforme a las correlaciones entre parámetros observados (más detalles en Melendo-Vega et al., 2018).

2.3. Estimación de variables a partir de datos espectrales simulados

Los métodos utilizados en teledetección para la estimación de variables biofísicas de la vegetación a nivel de hoja y dosel se agrupan en dos grandes conjuntos: los basados en índices y regresiones y los que se fundamentan en la inversión de modelos de base física. Ambos requieren una completa base de datos experimental para su adecuada calibración/parametrización, y presentan diferentes respuestas a los errores de medición y de representación. En el caso de los índices, la representatividad de las relaciones que se establecen con las variables objetivo está fuertemente condicionada por la representatividad de la base de datos (le Maire et al., 2008). Dada la dificultad de obtener mediciones reales que representen la variabilidad de un ecosistema tan complejo como la dehesa, la utilización de una base de datos simulada se presenta como una alternativa válida pues permite representar una enorme cantidad de características del dosel a partir de la definición de procesos físicos y, por tanto, potencialmente extrapolables a ecosistemas con características similares.

En este trabajo se utilizaron 28 IV propuestos en la literatura para la estimación de las variables seleccionadas (Tabla 1). Los contenidos foliares de clorofila y materia

seca se convirtieron a contenidos a nivel de dosel multiplicando los valores foliares por el *LAI* y llevando a cabo las convenientes conversiones de unidades. Para cada IV se ajustaron modelos predictivos lineares y exponenciales, así como PLSR. Para el PLSR, se calibraron modelos predictivos sobre el 60% de la muestra empleando los componentes que explicasen el 95% de la varianza; además se empleó *10-fold cross-validation* para evitar sobreajuste de los modelos. Estos modelos se evaluaron posteriormente sobre un conjunto de datos de validación formado por el 40% de datos no empleados en la calibración.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Estimación de variables a partir de índices espectrales

En ningún caso se encontraron relaciones significativas entre los índices espectrales y las variables a nivel foliar $C_{ab,leaf}$ y $C_{m,leaf}$. Ninguna de las formulaciones lineales y no lineales analizadas obtuvo un poder predictivo aceptable. Esto sugiere que los factores estructurales dominan las relaciones entre estos parámetros biofísicos y los factores de reflectividad del ecosistema. Los modelos basados en un único índice no parecen ser suficientes para predecir estas variables.

La tabla 1 resume los ajustes obtenidos para los modelos lineales basados en índices de vegetación y variables a nivel de dosel. El poder predictivo de cada modelo se resume mediante el coeficiente de determinación (R^2) y el error cuadrático medio relativo (*RRMSE*, en%) calculados comparando los valores predichos y observados. Para *LAI*, $C_{ab,canopy}$ y $C_{m,canopy}$, el *ratio spectral index* (RSI) entre 815 y 704 nm (Inoue et al., 2016) obtuvo los valores de R^2 más altos y los errores relativos más bajos. Similares resultados se obtuvieron con modelos exponenciales y polinomios de segundo y tercer grado. Los análisis realizados con variables a nivel foliar indican que en las LUT generadas, la variabilidad de otros parámetros así como los efectos direccionales debidos a variaciones de la geometría iluminación-observación modifican las relaciones entre los índices y los parámetros biofísicos foliares, lo que reduce la precisión de la predicción.

***Tabla 1**. Poder predictivo de los modelos lineales basados en índices extraídos de la literatura para la estimación de $C_{ab,canopy}$, $C_{m,canopy}$ y LAI.*

	$C_{ab,canopy}$		$C_{m,canopy}$		LAI	
SVI	R^2	RRMSE	R^2	RRMSE	R^2	RRMSE
NDVI	0,65	25,22	0,68	24,07	0,72	21,60
$NDVI_{670}$	0,65	25,20	0,68	24,05	0,72	21,58
NDVIgreen	0,70	23,49	0,72	22,24	0,76	19,83
RDVI	0,36	34,25	0,38	33,50	0,40	31,65
EVI	0,44	31,88	0,46	31,18	0,49	29,12
$MCARI_1$	0,15	39,33	0,16	38,80	0,17	37,13
TCARI	0,12	40,07	0,12	39,69	0,13	38,16
OSAVI	0,46	31,32	0,48	30,45	0,52	28,45
TCARI/ OSAVI	0,39	33,45	0,40	32,93	0,42	31,20
TVI	0,06	41,38	0,07	40,93	0,07	39,33
CIre	0,71	23,06	0,74	21,51	0,78	19,07
CIgreen	0,71	23,08	0,75	21,19	0,78	19,12
MTCI	0,50	30,25	0,51	29,61	0,54	27,71
VOG	0,65	25,36	0,67	24,22	0,71	21,89
NDI705	0,69	23,68	0,71	22,73	0,76	19,98
$mNDVI_{705}$	0,69	23,93	0,71	22,65	0,76	20,08
GI	0,34	34,69	0,37	33,71	0,39	31,79
$Gitelson_1$	0,73	22,25	0,76	20,62	0,80	18,14
$Gitelson_2$	0,49	30,50	0,50	29,97	0,53	28,09
Maccioni	0,49	30,68	0,50	30,10	0,52	28,19
mSR	0,00	42,74	0,00	42,38	0,00	40,85
mSR_{705}	0,67	24,67	0,69	23,57	0,73	21,07
mSR2	0,66	25,01	0,69	23,48	0,73	21,20
$mNDVI_{682}$	0,41	32,96	0,43	31,92	0,47	29,86
RSI	0,74	21,99	0,77	20,26	0,81	17,68
NIRv	0,25	36,99	0,26	36,35	0,28	34,62
PRI	0,49	30,57	0,51	29,78	0,55	27,46
WBI	0,00	42,75	0,00	42,39	0,00	40,87

3.2. Estimación de variables a partir de PLSR

La tabla 2 resume el poder predictivo de los modelos PLSR. Para todas las variables analizadas, los estadísticos obtenidos tanto durante la calibración como durante la validación independiente son similares, lo que sugiere que los modelos no se han sobre ajustado. PLSR parece capaz de estimar aceptablemente parámetros a nivel de hoja ($R^2 \geq 0,85$). Los coeficientes de correlación son más elevados para *LAI* y los parámetros escalados a nivel de dosel ($R^2 \sim 0,95$), si bien los errores relativos son mayores.

La figura 2 compara los componentes del modelo PLSR de *LAI* con los componentes de los modelos $C_{ab,leaf}$ y $C_{ab,canopy}$. Esta información se resume en el valor medio de la Diferencia Relativa Absoluta (DAE,%) entre los componentes de cada modelo. El promedio de DAE integra la información de las diferentes longitudes de onda. Como se puede observar, los pesos de los cinco componentes de los modelos de $C_{ab,canopy}$ son muy similares entre sí, con valores de DAE medio inferiores a 1,3%. Por el contrario, los pesos del modelo para $C_{ab,leaf}$ son sólo similares para el primer componente (DAE = 1,99%, DAE > 100% para los siguientes 5 componentes). Lo mismo ocurre con los modelos para contenido en materia seca. Estos resultados sugieren que es probablemente *LAI* quien aumenta el poder predictivo de los componentes a nivel de dosel, y que por tanto, son los parámetros estructurales y direccionales quienes controlan las relaciones entre parámetros y *R* en este ecosistema.

***Tabla 2**. Poder predictivo de los modelos PLSR basados en 20 componentes para la estimación de $C_{ab,leaf}$, $C_{m,leaf}$, $C_{ab,canopy}$, $C_{m,canopy}$ y LAI. La tabla presenta los estadísticos R^2 y RRMSE (%) correspondientes a los datos de calibración (60%) y validación (40%).*

	Calibración		Validación	
	R^2	RRMSE	R^2	RRMSE
$C_{ab,leaf}$	0,85	4,75	0,85	4,72
$C_{m,leaf}$	0,86	3,75	0,87	3,71
LAI	0,95	9,42	0,95	9,37
$C_{ab,canopy}$	0,95	9,69	0,95	9,62
$C_{m,canopy}$	0,95	9,65	0,95	9,50

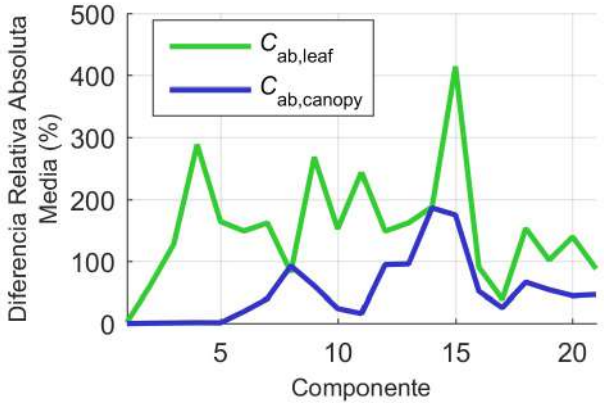


***Figura 2**. Diferencia Absoluta Relativa Media de los 21 primeros componentes de los modelos PLSR para $C_{ab,leaf}$ y $C_{ab,canopy}$ respecto al LAI.*

4. CONCLUSIONES

La combinación del RTM 3-D FLIGHT y el RTM 1-D PROSAIL permitió simular los *R* de un ecosistema mixto tipo *tree-grass* en función de los parámetros de las dos capas de vegetación presentes en el ecosistema: pasto y arbolado. Los resultados sugieren que parámetros estructurales como el *LAI* gobiernan las señales espectrales por encima de parámetros foliares. Esto es consecuente con la existencia de diferentes estratos de vegetación, y el fuerte componente geométrico del dosel. Por tanto, el poder predictivo aumenta cuando los parámetros foliares son escalados a nivel de dosel donde los modelos son controlados por las relaciones entre *LAI* y *R*. PLSR obtuvo estimaciones aceptables de parámetros foliares, y mejores estimaciones de los parámetros a nivel de dosel comparado con los modelos basados en índices espectrales. Los resultados sugieren que se requiere una alta dimensionalidad espectral para poder estimar parámetros foliares en este ecosistema. En siguientes etapas, los modelos desarrollados en este estudio se validarán frente a observaciones reales a diferentes escalas y resoluciones espectrales.

5. AGRADECIMIENTOS

Este estudio se ha llevado a cabo en el contexto de los proyectos FLUXPEC (CGL2012-34383) y SynerTGE (CGL2015-G9095-R) financiados por el Ministerio de Economía y Competitividad. Agradecemos el apoyo de los proyectos MoReDEHESHyReS (No. 50EE1621, Agencia Espacial Alemana (DLR) y Ministerio Alemán de Asuntos Económicos y Energía) y el premio de la fundación Alexander von Humboldt vía Premio Max-Planck a Markus Reichstein.

6. BIBLIOGRAFÍA

Guillen-Climent, M.L., Zarco-Tejada, P.J., Berni, J.A. J., North, P.R.J., Villalobos, F.J. 2012. Mapping radiation interception in row-structured orchards using 3D simulation and high-resolution airborne imagery acquired from a UAV. Precision Agriculture 13(4): 473-500.

Hill, M., Hanan, N., Hoffmann, W., Scholes, R., Prince, S., Ferwerda, J., Lucas, R., Baker, I., Arneth, A., Higgins, S. 2011. Remote sensing and modeling of savannas: The state of the dis-union. 34th International Symposium on Remote Sensing of Environment - The GEOSS Era: Towards Operational Environmental Monitoring. Sydney, NSW ISPRS: 6.

Inoue, Y., Guérif, M., Baret, F., Skidmore, A., Gitelson, A., Schlerf, M., Darvishzadeh, R., Olioso, A. 2016. Simple and robust methods for remote sensing of canopy chlorophyll content: a comparative analysis of hyperspectral data for different types of vegetation. Plant, Cell & Environment 39: 2609-2623.

le Maire, G., Francois, C., Soudani, K., Berveiller, D., Pontailler, J.Y., Breda, N., Genet, H., Davi, H., Dufrene, E. 2008. Calibration and validation of hyperspectral indices for the estimation of broadleaved forest leaf chlorophyll content, leaf mass per area, leaf area index and leaf canopy biomass. Remote Sensing of Environment 112(10): 3846-3864.

McKay, M.D., Beckman, R.J., Conover, W. J. 1979. A Comparison of Three Methods for Selecting Values of Input Variables in the Analysis of Output from a Computer Code. Technometrics 21(2): 239-245.

Melendo-Vega, J.R., Martín, M P., Pacheco-Labrador, J., González-Cascón, R., Moreno, G., Pérez, F., Migliavacca, M., García, M., North, P., Riaño, D. 2018. Improving the Performance of 3-D Radiative Transfer Model FLIGHT to Simulate Optical Properties of a Tree-Grass Ecosystem. Remote Sensing 10 (12): 206.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 93-96. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Detección de cortas en choperas con imágenes Landsat

Esteban, J.[1,2], Tomé-Morán, J.L.[2], Fernández-Landa, A.[2]
[1] Departamento de Topografía y Geomática, Universidad Politécnica de Madrid, 28040 Madrid, España.
j.esteban@upm.es
[2] AGRESTA Sociedad Cooperativa, 28012 Madrid, España.

Resumen: El conocimiento de las dinámicas de las masas forestales representa un reto para desarrollar una gestión forestal exitosa. Numerosos estudios han puesto en valor el uso de imágenes Landsat para la detección de aprovechamientos forestales, sin embargo, hasta el momento la mayoría de ellos se ha dedicado al estudio de las masas de coníferas. El objetivo del estudio fue generar un mapa de cortas a hecho entre 2000 y 2017 en las masas de choperas en la Comunidad Autónoma de La Rioja. Se descargaron un total de 1444 imágenes Landsat entre 1984 y 2017 que fueron analizadas con el algoritmo BFAST (*Breaks for Additive Season and Trend*). Se realizó un seguimiento anual de los cambios obteniéndose un mapa final de 30-m de resolución con la localización y datación de las cortas detectadas. La superficie total de cortas a hecho clasificadas (2283 ha) fueron similares a las cifras reportadas por Garnica Plywood, líder de la industria en la Rioja. Estos resultados demuestran la idoneidad de BFAST y las imágenes Landsat para la detección de cortas en ecosistemas mediterráneos, detectando satisfactoriamente varios turnos de corta. Este enfoque permite una mejor compresión del estado de nuestras masas productivas permitiendo controlar la disponibilidad de los recursos forestales.

Palabras clave: series temporales, BFAST, chopo, gestión forestal.

Poplar clear-cuts detection with Landsat images

Abstract: *The understanding of the forest dynamics represents a challenge for developing successful forest management. The usefulness of Landsat data has been well-demonstrated, however, so far most of the studies have devoted to the study of coniferous stands. The objective study was to map clear-cuts between 2000-2017 within poplars stands in the La Rioja region. A total of 1444 Landsat images were downloaded and analyzed with the BFAST algorithm. A sequential monitoring approach was followed obtaining a 30-m final map showing the location and timing of the clear-cuts detected. The total surface of clear-cuts areas (2283 ha) were similar to the figures reported by the Industry leader in La Rioja, Garnica Plywood company. These findings demonstrate the suitability of BFAST and Landsat images for clear-cut detection in Mediterranean ecosystem, detecting successfully two cutting cycles. This approach allows a better understanding of the state of our forest dynamics allowing to control the availability of forest resources.*

Keywords: *temporal series, BFAST, poplar, forest management.*

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas forestales proporcionan un gran número de servicios que contribuyen a mejorar nuestro bienestar de forma directa e indirecta. Teniendo en cuenta el papel importante de los bosques en nuestra sociedad es imprescindible llevar a cabo una gestión forestal que garantice su sostenibilidad. El éxito de esta gestión depende no solo del conocimiento de la situación y estado de salud actual de las masas forestales, sino también de las perturbaciones ocurridas en el pasado (Lambert *et al.,* 2015).

En este sentido, el uso de series temporales Landsat proporciona una buena solución para la monitorización de cambios ya que la disponibilidad de información para un mismo píxel a lo largo de un periodo nos permite conocer la dinámica de las masas forestales (Gómez *et al.,* 2016). La apertura de los datos del programa Landsat en 2008 (Wulder *et al.,* 2012) ha dado lugar al desarrollo de numerosos algoritmos que emplean series temporales para el análisis de la tendencia de la vegetación, siendo BFAST (*Breaks for Additive Season and Trend*) uno de los más utilizados por la comunidad científica (Zhu, 2017).

Entre los cambios sufridos por los ecosistemas forestales los más evidentes son los cambios abruptos que pueden deberse a episodios de deforestaciones, perturbaciones naturales, incendios o aprovechamientos forestales. Jarron *et al.* (2017) utilizó series temporales de Landsat para detectar las cortas a hecho en una región forestal de Canadá con gran exactitud (82%). Lambert *et al.* (2015) también detectó exitosamente las cortas a hecho en las masas de coníferas en Francia analizando series de MODIS con BFAST. Sin embargo, hasta el momento no hay muchos estudios que demuestren la utilidad de BFAST para la detección de cortas a hecho en masas de frondosas en ecosistemas mediterráneos. Chirici *et al.* (2011) detectó las cortas a hecho en una región italiana utilizando imágenes SPOT5. No obstante, su flujo metodológico no utilizó BFAST y la mayor resolución espacial de SPOT5 (10 m) podría condicionar los resultados.

El objetivo de este estudio es detectar las cortas a hecho (desde 2000 a 2017) en las masas productivas de chopo en la Comunidad Autónoma de La Rioja analizando series temporales Landsat con el algoritmo de tendencia BFAST.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

El área de estudio engloba las masas de choperas (*Populus* spp.*)* localizadas en la Comunidad Autónoma

de La Rioja. La máscara de choperas objeto de estudio (Figura 1) fue creada a partir de información del Mapa Forestal de La Rioja (escala 1:25 000) e información relacionada con las choperas gestionadas por Garnica Plywood representando un total de 4497 ha.

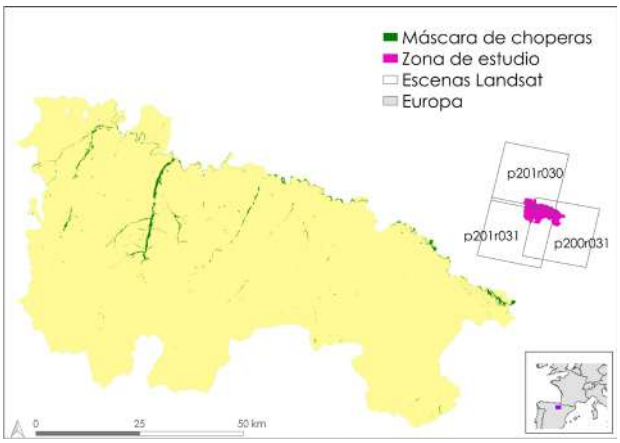


***Figura 1**. Zona de estudio*

2.2. Datos

La zona de estudio engloba tres escenas Landsat con los siguientes *path* (p) *and row* (r): p201r031, p201r030, p200r031 (Figura 1).

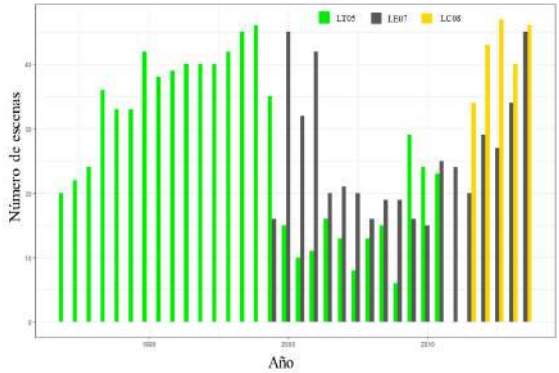


***Figura 2**. Número de imágenes descargadas por año y satélite: LT05 (Landsat 5), LE07 (Landsat 7) y LC08 (Landsat 8.*

Para cada una de las escenas se descargaron todas las imágenes Landsat disponibles con una cobertura nubosa inferior al 80% entre 1984 y 2017: 758 imágenes de Landsat 5, 485 de Landsat 7 y 210 de Landsat 8. (Figura 2). Para cada una de las imágenes se calculó el índice de vegetación normalizada (NDVI), el cual representa la proporción entre las bandas del infrarrojo cercano y del rojo.

La serie temporal de imágenes NDVI (1444 en total) fue analizada con el algoritmo BFAST desarrollado por Verbesselt *et al.* (2010). Esta metodología define dos períodos dentro de una serie temporal: un periodo histórico y uno de monitoreo. El periodo histórico es el intervalo de tiempo utilizado para ajustar un modelo de regresión, mientras que el de monitoreo es aquel en el que se detectan los cambios. La longitud del periodo histórico puede ser proporcionada por el usuario o calculada automáticamente en base al análisis de la suma acumulativa inversa de los residuos (Verbesselt *et al.*, 2012). Posteriormente, el modelo de regresión es extrapolado al periodo de monitoreo para comprobar si las predicciones se ajustan a los nuevos datos o por el contrario se observan puntos de ruptura de la serie temporal. Se considera que ha habido un cambio cuando la diferencia entre el valor observado y el predicho excede un intervalo de confianza del 95% (Verbesselt *et al.,* 2012). El primer periodo histórico se determinó con datos entre 1984-1999, siendo el año 2000 el inicio del periodo de monitoreo. Posteriormente el intervalo histórico fue aumentando año a año (1984-2000, 1984-2001…) a medida que el año de monitoreo era analizado.

Esta metodología se aplicó para cada pixel con el paquete de R *bfastSpatial* obteniéndose (Figura 3) 1) un ráster con el momento en el que el cambio fue detectado y 2) la magnitud de los cambios detectados calculada como la mediana de la diferencia entre los datos y la predicción del modelo. Valores positivos de magnitud significan un aumento de la tendencia o vitalidad de la vegetación, mientras que valores negativos están asociados con una disminución.

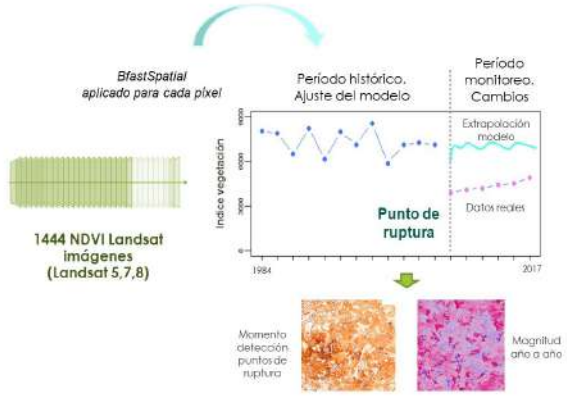


***Figura 3**. Flujo metodológico aplicado con el paquete de R BfastSpatial para el análisis de la tendencia de las masas de chopo en La Rioja.*

Para la clasificación de los cambios se estableció un umbral de magnitud inferior a –1800, omitiéndose puntos de ruptura con valores de magnitud superiores. Dicho umbral se determinó ajustando árboles de decisión con una muestra de píxeles en los que se identificó zonas estables y zonas de cortas con ayuda de las ortofotos históricas de *Google Earth.*

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mediante el filtrado de aquellos píxeles que cumplían el umbral de magnitud se ha obtenido un mapa de resolución de 30-m que indica no solo la localización de la corta sino también el año en el que se ha realizado (Figura 4). No obstante, hay que tener en cuenta que la determinación del umbral es un paso clave para la clasificación de las cortas lo que puede condicionar los resultados y variar dependiendo de la zona de estudio.

De acuerdo con el mapa final se ha estimado un total de 2283 ha de choperas cortadas entre 2000-2017 (Figura 5). Estas cifras son del mismo orden de magnitud que las estimaciones proporcionadas por Garnica Plywood (2100 ha) y confirman el descenso observado por la industria con respecto a las estimaciones de bosques de ribera del 2012 del 4° Inventario Forestal Nacional de La Rioja (3455,38 ha).

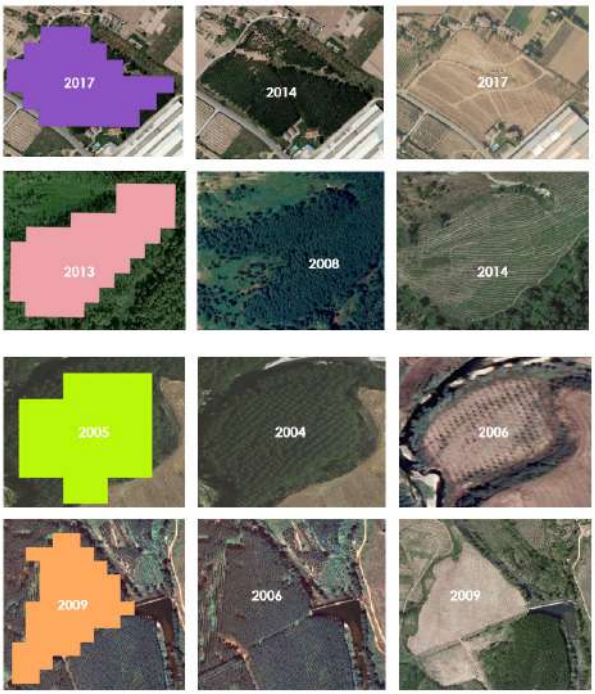


***Figura 4**. Ejemplos de cortas de chopos detectadas. En la primera columna se muestra el año de detección, en la segunda la ortofotografía antes del cambio y en la tercera la ortofotografía después del cambio.*

Los resultados de la intensidad de cambios proporcionados año a año (Figura 5) revelan que después de la corta a hecho la respuesta espectral desciende de manera significativa, mostrando valores negativos durante 2-3 años tras la corta. Ese cambio en tendencia hace que el algoritmo detecte un cambio de ruptura y por tanto identifique la corta a hecho satisfactoriamente. Por otra parte, el seguimiento anual realizado con BFAST permite detectar incluso dos turnos de corta en el caso de especies productivas de turno corto como el chopo. La detección del último turno de corta permite conocer la edad de la masa generando inventarios forestales dinámicos (Esteban *et al.,* 2018).

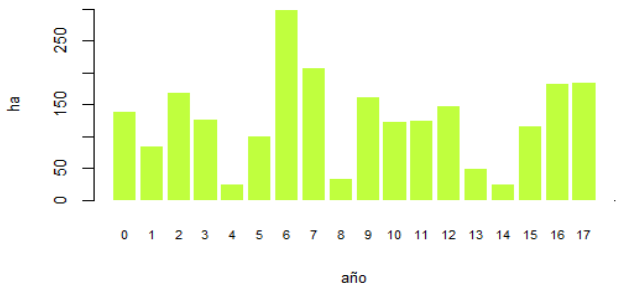


***Figura 5**. Hectáreas de cortas de choperas detectadas en La Rioja desde 2000 a 2017.*

En general se observó que el año de detección de cortas se determinó con bastante exactitud con una desviación de solo más menos un año en algunos casos. El retraso en la detección de cambios se agrava especialmente si el cambio ocurre al final del año ya que puede que no haya imágenes suficientes para la evaluación de la dinámica en ese mismo año.

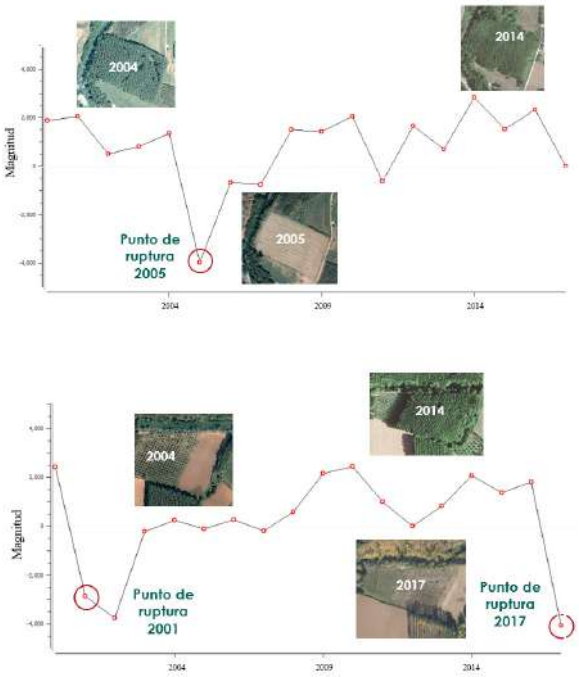


***Figura 6**. Ejemplo de la evolución de los valores de la magnitud obtenida con BfastSpatial en pixeles en los que se ha detectado algún punto de ruptura.*

Por otra parte, se observa bastante exactitud en las zonas de cortas detectadas especialmente cuando dichos cambios representan una gran superficie. No obstante, en ocasiones hay plantaciones nuevas que se clasifican erróneamente al presentar valores de intensidad de cambio similares a zonas de cortas. El cambio de uso de suelo de agrícola a forestal presenta tendencias similares a las presentadas en la figura 6. En este sentido, es muy importante tener una máscara que delimite con bastante precisión el área de estudio ya que si no se podrían detectar otros cambios como por ejemplo cambios fenológicos en cultivos que se clasificarían erróneamente como cortas.

En futuras investigaciones sería conveniente realizar una validación cuantitativa de los resultados y analizar otros índices de vegetación para valorar si sería posible obtener resultados más precisos. Schultz *et al.* (2016) demostró resultados muy positivos para la detección incluso de cambios más sutiles.

4. CONCLUSIONES

Este estudio demuestra la idoneidad del algoritmo BFAST para la detección de cortas a hecho en ecosistemas mediterráneos mediante el análisis de series temporales Landsat.

Esta metodología puede ser desarrollada en otras zonas de estudio permitiendo obtener una mejor compresión de la gestión y dinámica de nuestras masas productivas. La detección de cortas tiene múltiples aplicaciones, desde monitorización y seguimiento de cortas ilegales hasta aplicaciones orientadas a monitorizar la disponibilidad de recurso forestal de cara al posible aprovisionamiento de la industria en un área concreta.

De cara a mejorar el potencial de esta metodología para el seguimiento de disponibilidad de madera para la

industria sería conveniente combinarla con sistemas de clasificación supervisada para confirmar la plantación de la chopera tras la corta, y evaluar tanto la exactitud en la detección de las cortas a hecho como la precisión del año predicho por el modelo.

5. AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo ha sido financiado en el contexto del Grupo Operativo FOREST LIDARIOJA por la Consejería de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente del Gobierno de La Rioja y cofinanciada por FEADER, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, y el Gobierno de La Rioja. Los autores agradecen la contribución al mismo de Oscar Crespo de Garnica Plywood, de Felix Pinillos de TRAGSA y de Mirian Soto de la Dirección General del Medio Natural del Gobierno de la Rioja.

6. BIBLIOGRAFÍA

Chirici, G., Giuliarelli, D., Biscontini, D., Tonti, D., Mattioli, W., Marchetti, M.. Corona, P. 2011. Large-scale monitoring of coppice forest clearcuts by multitemporal very high resolution satellite imagery. A case study from central Italy. Remote Sens. Environ, 115, 1025–1033.

Esteban, J., Tomé, J.L., Guillén-Climet, M.L., Escamochero, I., García, D., Uriagereka, J.C. 2018. Evaluación en tiempo real del contenido de carbono mediante la integración de sensores. Foresta, 72, 38-41.

Gómez, C., White, J. C., Wulder, M.A. 2016. Optical remotely sensed time series data for land cover classification: A review. ISPRS J Photogramm Remote Sens, 116, 55–72.

Jarron, L.R., Hermosilla, T., Coops, N.C., Wulder, M.A., White, J.C., Hobart, G.W., Leckie, D.G. 2017. Differentiation of alternate harvesting practices using annual time series of landsat data. Forests, 8, 15.

Lambert, J., Denux, J.P., Verbesselt, J., Balent, G., Cheret, V. 2015. Detecting clear-cuts and decreases in forest vitality using MODIS NDVI time series. *Remote Sens, 7*, 3588–3612.

Schultz, M., Clevers, J.G.P.W., Carter, S., Verbesselt, J., Avitabile, V., Quang, H.V., Herold, M. 2016. Performance of vegetation indices from Landsat time series in deforestation monitoring. Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf, 52, 318–327.

Verbesselt, J., Hyndman, R., Zeileis, A., Culvenor, D. 2010. Phenological change detection while accounting for abrupt and gradual trends in satellite image time series. Remote Sens. Environ, 114, 2970–2980.

Verbesselt, J., Zeileis, A., Herold, M. 2012. Near real-time disturbance detection using satellite image time series: Drought detection in Somalia. Remote Sens. Environ, 123, 98–108.

Wulder, M.A., Masek, J.G., Cohen, W.B., Loveland, T.R., Woodcock, C.E., 2012. Opening the archive: how free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. Remote Sens. Environ. 122, 2–10.

Zhu, Z. Change detection using landsat time series: A review of frequencies, preprocessing, algorithms, and applications. 2017. ISPRS J. Photogramm. Remote Sens, 130, 370–384.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 97-100. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Aproximación a las existencias forestales mediante el empleo de fuentes de información disponibles

López-Amoedo, A. [1,2], Lorenzo, H. [2], Arias, P. [2]
[1]Enxeñería Forestal Asefor, S.L. berto.amodeo@gmail.com
[2]Escola de Enxeñería Forestal. Universidade de Vigo, Campus A Xunqueira s/n 36005 – Pontevedra, España.

Resumen: En el presente trabajo se propone una metodología que tiene como objetivo ahondar en el conocimiento de las existencias forestales de forma práctica, rápida, efectiva y a bajo coste, y que toma como punto de partida las fuentes de información temática y geoespacial que ponen a disposición pública las distintas Administraciones del Estado. Se plantea el empleo de cuatro fuentes de datos: el Sistema de Información y Ocupación del Suelo de España, el Mapa Forestal de España, junto con datos LiDAR y ortofotografías del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea. Estas cuatro fuentes poseen objetivos e información temática distinta y describen realidades diferentes del mismo territorio, por lo que deben ser explotadas y armonizadas de cara a mejorar la información forestal proporcionada directamente por el Inventario Forestal Nacional. Se incluyen los resultados de la metodología aplicados sobre el término municipal de A Veiga (Ourense) con la intención de conocer y valorar las existencias forestales de manera global.

Palabras clave: SIOSE, IFN4, MFE25, LiDAR, estratos forestales.

Approach to forest stocks through the use of free information sources

Abstract: *In the present work it is proposed a methodology that has the aim of going deeper in the knowledge of the forest existences in a practical, fast, effective and low cost way. It takes like starting point the sources of thematic information and geospatial data from different Administrations of the State. It is proposed the employment of four sources of data: the System of Information and Occupation of the Soil of Spain, the Forest Map of Spain, together with data LiDAR and orto-photographs of the National Plan of Aerial Ortophotogrammetry. These four sources have possess objective and distinct thematic information and describe different realities of the same territory, and they have to be exploded and harmonised to improve the forest information provided by the National Forest Inventory. It is also included an example of application in A Veiga (Ourense) to know and value the forest resources in a globalway.*

Keywords: *SIOSE, IFN4, MFE25, LiDAR, PNOA, forest stratification.*

1. INTRODUCCIÓN

Conocer las existencias forestales de un territorio es fundamental para establecer directrices de gestión que promuevan esos recursos como elementos dinamizadores. Surge, por tanto, la necesidad de estudiar toda la información relevante y disponible de tal manera que se pueda obtener una aproximación lo más exacta posible a la realidad forestal actual de un territorio. Este trabajo propone una metodología rápida, cómoda y sencilla que mejore el conocimiento aportado exclusivamente por el IFN4, y que se basa en el empleo armonizado de cuatro fuentes de información: el SIOSE, el MFE25, junto con datos LiDAR y ortofotografías del PNOA. Esta propuesta se desarrolla como alternativa al establecimiento de modelos de regresión para determinar las variables dependientes obtenidas de las parcelas de inventario del IFN4 con las variables independientes obtenidos de los estadísticos de las nubes de puntos LiDAR (Andersen *et al.,* 2005). El motivo es que las parcelas de campo del IFN4 no recogen adecuadamente la variabilidad de las masas para el territorio de estudio y son escasas en cuanto a su número, los resultados que se obtienen son estadísticamente poco robustos y su aplicación es más costosa que el método propuesto (Ruiz *et al.,* 2014). El desfase temporal, desde la captura de datos de campo (2009) y la toma de la nube de puntos LiDAR (2015) en lugares donde, entre medias, sufrieron tratamientos selvícolas y cambios estructurales de masa desaconseja también el uso de esta técnica.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se describen las cuatro fuentes de información que se proponen para aproximarse a las existencias forestales.

2.1. Sistema de Información y Ocupación del Suelo de España (SIOSE)

El SIOSE sigue la directiva INSPIRE y divide el territorio en unidades de ocupación del suelo homogéneas en cuanto a usos y coberturas siguiendo un modelo de datos orientado a objetos. Describe el terreno mediante coberturas o combinaciones de ellas según porcentajes. Es considerada la mejor caracterización del territorio en cuanto usos y coberturas. La base de datos permite generar consultas según nuestras necesidades con las consiguientes salidas alfanuméricas y gráficas.

2.2. Inventario Forestal Nacional (IFN4) y su Mapa Forestal de España (MFE25)

Proporciona información sobre las masas forestales y su evaluación, tanto a nivel dasonómico como ecológico. Para su realización se toman datos de parcelas de muestreo de tipo continuo realizadas en la superficie forestal arbolada a nivel provincial. A los datos obtenidos se le une un proceso

informatizado que proporciona información en forma de tablas, mapas y bases de datos alfanuméricas y cartográficas. Los datos del IFN4 dieron lugar a la cartografía MFE25, realizada sobre la ortofoto del PNOA (territorio de estudio año 2006-2007). Las consultas al modelo cartográfico permiten extraer información sobre las formaciones, estratos y existencias forestales de forma directa.

2.3. Información LiDAR del PNOA

La información LiDAR es empleada con éxito para el mapeo de los recursos forestales. Las mediciones LiDAR de la cubierta forestal pueden servir para estratificar horizontal y verticalmente la vegetación arbórea y obtener datos de valor para la gestión de los recursos forestales (Hyyppä *et al.,* 2008). Los datos LiDAR disponibles para este trabajo son los procedentes del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) con unas densidades medias de 0,5 puntos/m^2, elevándose esta, en el territorio piloto, hasta 1 punto/m^2. Los datos empleados fueron tomados en el 2015 y en el momento de la ejecución de este estudio no estaban disponibles para su descarga encontrándose en proceso de clasificación.

2.4. Información procedente de la ortofotografía aérea de máxima actualidad (PNOA)

Imágenes procedentes de los vuelos fotogramétricos de del PNOA de 25 cm de resolución. Las imágenes empleadas en este estudio están tomadas en el año 2014.

3. PROCESO METODOLÓGICO

Se divide en tres fases: 1) obtención de información de cada una de las geodatabases temáticas de partida, 2) armonización de la información geográfica del territorio y 3) integración de toda la información en una geodatabase única para proceder a su consulta y asignación de los estratos forestales para el cálculo de existencias.

3.1. Obtención de información del SIOSE 2014

Las consultas SQL a la base de datos prestan atención a los diferentes atributos, coberturas y etiquetas y a sus porcentajes de presencia en cada polígono. Se pretende obtener una división del territorio en polígonos formados por coberturas que aportan información de relevancia forestal. El territorio queda dividido en polígonos que lo delimitan en los espacios que muestra la Figura 1, para ello se procedió a un estudio de los atributos a incluir en las consultas destinadas a seleccionar los polígonos y se estudió la importancia porcentual de cada uno de ellos dentro de cada poligonal, esta, en muchos casos, va a determinar su inclusión en una u otra categoría. El proceso comienza identificando los polígonos que delimitan espacios que no son forestales (espacios constituidos por edificaciones, vías de comunicación, cultivos, prados….) con porcentajes de ocupación por encima de un 50% al menos en alguno de ellos o en más de uno. Conocer la vocación no forestal del territorio es clave para posteriormente clasificar la vocación forestal y proceder a realizar consultas sobre esta de tal menara que permita disgregar lo máximo posible su clasificación. Las consultas deben contemplar diferente casuística, por ej. para la selección de superficies forestales desarboladas conformadas por usos y coberturas dominantes de tipo "matorral" se deberá tener en cuenta la etiqueta "pc", procedente de cultivo, ya que esto, en este caso, hará que se incorpore al uso no forestal.



Figura 1. *Esquema de extracción de información SIOSE.*

3.2. MFE25

Las consultas permitirán extraer de manera directa información relevante (ver Figura 2). Se seleccionan las características que definen el tipo estructural que son aquellas que identifican el territorio forestal de manera directa en la base de datos. Se extraen las especies (principal, secundaria y terciaria) y su grado de ocupación dentro de cada polígono además de las fracciones de cabida cubierta arbórea (FCC) y en base a estos criterios se puede, mediante la combinación de los atributos, especie forestal y de sus diferentes FCC, distinguir los espacios de arbolado, arbolado ralo, disperso, matorral-pasto. Una información básica que se puede extraer de manera directa es la estratificación de las masas forestales y sus existencias por hectárea. Mencionar que existen diferencias entre el SIOSE y el MFE25 en cuanto a la clasificación entre los espacios forestales y no forestales, por ej. el MFE25 clasifica el "herbazal-pastizal" dentro de las superficies forestales lo que en este caso se evita en las consultas al SIOSE.

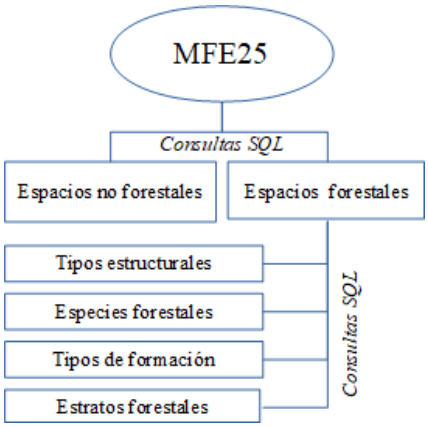


Figura 2. *Esquema de extracción de información MFE.*

3.3. LiDAR procedente del PNOA

Se emplea software (Ver apartado 4. Caso Práctico) de tratamiento con órdenes ejecutables mediante línea de comandos y asignando parámetros de ajuste adecuados. El procesado se realiza por lotes. Se evaluará la calidad

interna de las nubes de puntos, densidades y existencia de errores. Para la creación de el MDE realizamos un proceso en dos pasos: filtrado de puntos para seleccionar los retornos con alta probabilidad de pertenecer a la superficie del suelo y creación a partir de estos del MDE.

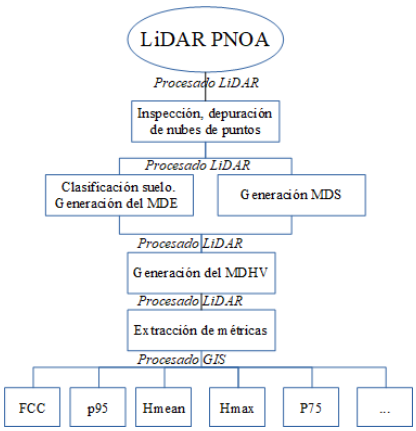


***Figura 3**. Esquema de extracción de datos LiDAR.*

Para la generación del MDE se emplea un tamaño de celda de 1 m ya que las densidades en el territorio piloto eran mayores que las garantizadas de 0,5 ptos/ha. Además el problema de no disponer de información en algunas de las celdas (lugares de espesura arbórea) se ve corregido por la interpolación de estas realizadas mediante algoritmos. Para la obtención del modelo digital de superficies (MDS) se utiliza un comando que asigna la elevación del punto más alto de cada píxel al centro del mismo estableciendo un alisado mediante un filtro basado en la mediana. Obtenido el MDS junto con el MDE se obtiene el modelo de alturas de vegetación (MDHV). A partir del MDHV se obtendrán las métricas de la vegetación arbórea, siendo necesario definir previamente un tamaño de celda que recoja estas. Se divide el territorio en celdas (26 m de lado) con tamaño condicionado por la densidad de retornos, de tal manera que éste sea suficiente para incluir los puntos LiDAR necesarios para la obtención de estadísticos fiables y consistentes. Lo importante de estas técnicas es que permite obtener todo un listado de métricas (ver Figura 3), sabiendo a que lugar está referida cada una de ellas y así poder producir cartografía que ayude a entender y conocer las masas forestales. Para este ensayo se obtuvieron 381 137 celdas que recogen 74 estadísticos cada una. Se escogerán los estadísticos que proporcionan información forestal relevante (Tomé-Morán, et al., 2013).

3.4. Selección de la información geográfica base

Selección de los polígonos espaciales que servirán de contenedores de la información forestal de interés. De las geometrías estudiadas, SIOSE y MFE25, se observan ligeras diferencias debido a las distintas unidades mínimas cartografiables y las distintas fuentes de información empleadas para su elaboración. El SIOSE permite obtener espacialmente un detalle superior al MFE25 y es capaz de proporcionar información de la cobertura forestal teniendo en cuenta la complejidad del paisaje en Galicia que, en su mayor parte, está ocupado por formaciones mixtas de tamaño reducido y de elevada fragmentación y discontinuidad. Las similitudes en las cuantificaciones superficiales globales (García et al., 2015) referidas a las superficies forestales entre ambas fuentes permiten afirmar que los polígonos SIOSE son buenos contenedores iniciales para delimitar los espacios forestales. Sin embargo esta información espacial se irá afinando y redefiniendo a medida que se contrastan y dotan de información procedente de las otras fuentes, incluida la ortofotografía PNOA (ver Figura 4), provocando ligeras modificaciones geométricas de los polígonos y obteniendo así las poligonales de delimitación inicial de la información espacial que se denominarán polígonos SIOSE modificados (PSM) y que acogerán espacialmente los datos básicos para establecer la estratificación del territorio forestal.

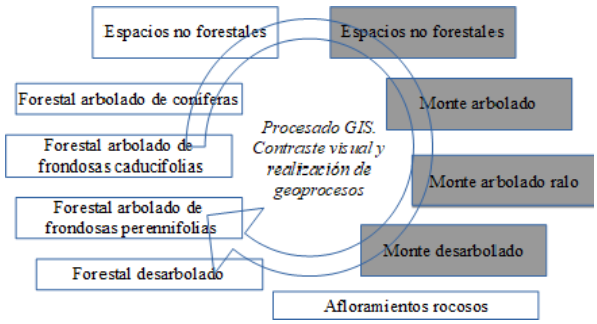


***Figura 4.** Esquema para la elección de PSM. Datos del SIOSE (polígonos blancos) y MFE25 (grises).*

3.5. Carga de información cualitativa y cuantitativa para la obtención de estratos forestales

Se asigna a los PSM toda la información de relevancia forestal extraída de tal manera que esta nos permita posteriormente redefinir y/o asignar clasificaciones mediante consultas. Para realizar estas asignaciones se rasteriza la información espacial obtenida (consultas realizadas) con relevancia forestal, especies, tipos de formaciones, estratos, FCC, métricas de altura (P95, alturas máximas, medias...). Posteriormente se realizan cálculos estadísticos sobre los datos rasterizados mediate software GIS (ver Apartado 4. Caso Práctico) de tal manera que a cada PSM se le asignen los valores estadísticos procedentes de la información raster. De cada PSM se conoce su especie mayoritaria, su estrato mayoritario, su fcc media, las medias de sus alturas y de sus percentiles... El objetivo es crear una geodatabase sobre la que poder realizar las consultas y ver su adecuación a la realidad del territorio y establecer una nueva estratificación siguiendo los patrones del MFE25 (ver Figura 5). El proceso de estratificación deberá asimilarse a los patrones de estrato definidos en el MFE25 ya que sobre estos se tienen los cálculos de existencias por ha. Consultando la base de datos espacial se puede conocer si toda la información incorporada a un polígono es coherente con el estrato forestal indicado por el MFE25, es decir, si la información relativa a especies, alturas, FCC… es coherente con el estrato propuesto para esa zona por el MFE25. En el caso de que así sea se está ante la misma estratificación (contraste con ortofotografía e información de campo).

En el caso de la existencia de discrepancias, las FCC y los distintos estadísticos de alturas harán que el polígono cambie de estrato asignándose uno de los proporcionados por el MFE25.

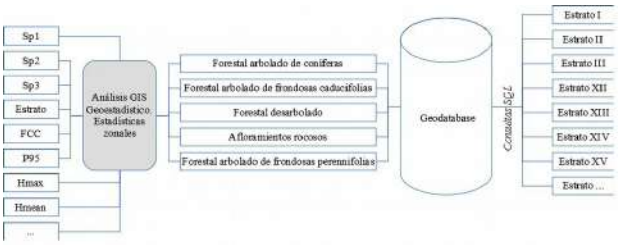


Figura 5. *Esquema para la obtención de estratos.*

3.6. Cálculo de existencias

Una vez re-estratificado el territorio siguiendo los patrones del IFN4-MFE25 se podrán cuantificar las existencias forestales por estrato en el territorio de estudio. De los estratos aportados por el IFN4-MFE25 se conocen las existencias por ha, volumen con y sin corteza, volumen de leñas; gracias a las parcelas de inventario empleadas para su construcción. Reestructurados los nuevos estratos no queda más que realizar el cálculo de las existencias forestales en función de la superficie ocupada por cada uno de ellos realizando una ligera actualización en los incrementos de volumen en función de los años que pasaron desde la realización del inventario original.

4. CASO PRÁCTICO

En mayo de 2018 se aplica la metodología creada para el cálculo de existencias en el municipio de A Veiga (Ourense). Las consultas realizadas a la base de datos espacial formada mediante el método descrito permite comparar los estratos aportados por el MFE25 con los obtenidos en el proceso de reasignación. Inicialmente el MFE25, para el territorio indicaba que de las 42 808 ha del municipio, 13 620 ha están arboladas lo que equivale un 32%, sin embargo, la nueva reclasificación arroja 13 342 equivalentes a un 31%. Las superficies ocupadas por los nuevos estratos se reparten de diferente forma espacialmente (Tabla 2, detalle en Figura 7) y desaparecen varios estratos (5, 9 y 10) presentes en la estratificación procedente del MFE25 (Tabla 1 detalle en Figura 6).

Tabla 1. *Estratos MFE concello de A Veiga.*

Código	Formación dominante	Ocupación (%)	Estado de la masa	FCC(%)	Ha
1	Pinus sylvestris	>=70	Fustal. Latizal	70 - 100	1644.7
2	Pinus sylvestris	>= 70	Fustal. Latizal	20 - 69	827.61
3	Pinus sylvestris y P. sylvestris con P. radiata y P. pinaster	>=70; 30<=Esp.<70	Monte bravo. Repoblado	10 - 100	943,47
5	Pinus pinaster	>=70	Fustal. Latizal	40 - 69	4,03
9	Pinus pinaster	>=70	Monte bravo. Repoblado	10 - 100	91,28
10	Quercus robur y Q. robur con Pinus pinaster	>=70; 30<=Esp.<70	Fustal. Latizal	70 - 100	15,81
12	Quercus pyrenaica	>=70	Fustal. Latizal	70 - 100	3853,2
13	Quercus pyrenaica	>=70	Fustal. Latizal	20 - 69	3249,14
14	Quercus pyrenaica con Q. robur y Betula alba	30<=Esp.<70	Fustal. Latizal	70 - 100	128,01
15	Quercus pyrenaica con Q. robur y Castanea sativa	30<=Esp.<70	Fustal. Latizal	20 - 69	695,78
16	Quercus pyrenaica y Q. robur	>=70; 30<=Esp.<70	Monte bravo. Repoblado	10 - 100	458,15
17	Castanea sativa, Betula alba y Quercus robur	>=70; 30<=Esp.<70	Fustal. Latizal	70 - 100	241,54
18	Castanea sativa, Betula alba y Quercus robur	>=70; 30<=Esp.<70	Fustal. Latizal	20 - 69	81,9
20	Matorral con arbolado ralo	>=70; 30<=Esp.<70	Fustal. Latizal	10 - 19	1226,35
21	Árboles de ribera	>=70; 30<=Esp.<70	Todos	10 - 100	158,56

Durante en desarrollo de proceso metodológico, para la gestión consulta y almacenamiento de datos espaciales se empleó PostGIS, extensión que convierte el sistema de base de datos PostgreSQL en una base de datos espacial, como cliente GIS de escritorio se trabajó con QGIS junto con SAGA. Para el tratamiento y visualización de datos LIDAR se empleó el software FUSION

Tabla 2*. Nuevos estratos y % deocupación.*

Código	Ha	Ocupacion (%)	Vcc (m³)	Vsc (m³)	Vle (m³)
1	250,8	0,8	72587,48	57882,65	3972,83
2	1972,5	6,8	229422,96	181870,41	14735,62
3	286,53	1	1419,58	1098,04	134
12	6012,49	20,6	886737,61	660072,86	88015,01
13	863,58	3	53967,87	39834,41	6336,76
14	416,83	1,4	73142,82	57590,78	8997,21
15	1143,09	4	82589,69	62561,89	10070,46
16	208,86	0,7	3374,62	2404,47	324,09
17	253,86	0,9	47914,8	39533,09	8178,7
18	53,63	0,2	4823,37	4073,44	1401,84
20	1485,99	5,1	18159,86	12937,15	1849,79
21	394,94	1,3	61140,83	52047,85	4714,42

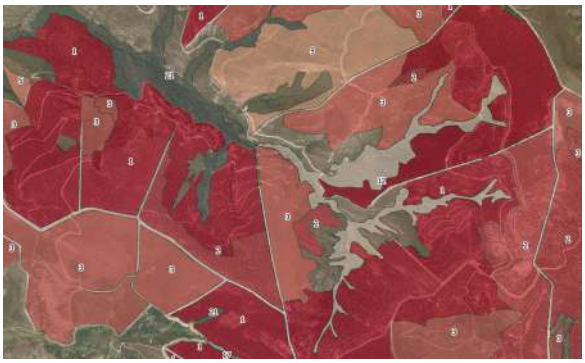


Figura 6. *Detalle estratos MFE25.*



Figura 7. *Detalle de la nueva estratificación.*

5. BIBLIOGRAFÍA

Andersen H.E., McGaughey R.J., Reutebuch S.E. (2005). Estimating forest canopy fuel parameters using LIDAR data. Remote Sensing of Environment, 94(4), 441-449.

García-Martínez E., Chas-Amil M.L., Touza J. (2015). Evaluación de la información sobre ocupación del suelo en España para estimar la superficie forestal en Galicia. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 69, págs. 565-568.0212-9426

Hyyppä, J., Hyyppä, H., Leckie, D., Gougeon, F., Yux, X.Y Maltamo, M.; 2008. Review of methods of smallfootprint airborne laser scanning for extracting forest inventory data in boreal forests. International Journal of Remote Sensing, 29(5), 1339-1366.

Ruiz L.A., Hermosilla T., Mauro F., Godino M. (2014). Analysis of the Influence of Plot Size and LiDAR Density on Forest Structure Attribute Estimates, 1999- 4907

Tomé-Morán J.L., Sanjuanbenito-Garcia P, Fernández-Landa A. (2013) Cartografía de Vegetación en la Comunidad de Madrid utilizando información LiDAR del PNOA. Ed Sociedad Española de Ciencias Forestales, 978-84-937964-9-5.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 101-104. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Monitoreo y evaluación de sanidad del bosque mediterráneo mediante imágenes hiperespectrales

Guillén-Climent, M.L.[(1)], Algeet-Abarquero, N.[(1)], Fernández-Landa, A.[(1)], Más, H.[(2)], Tomé-Morán, J.L.[(1)]
[1)]Agresta S. Coop., C/Duque de Fernán Nuñez,2, Madrid, España. mguillen@agresta.org
[(2)]Centre per a la Investigació i Experimentació Forestal (CIEF) Vaersa/Laboratoti de Sanitat Forestal, Avda. Corts Valencianes, 20, València, España.

Resumen: Existe una creciente alarma en el sector agroforestal por la incidencia de plagas y enfermedades que llegan a devastar masas forestales, lo que está motivando que algunos estados miembros de la Unión Europea estén invirtiendo en diferentes estudios para detectar de forma temprana plagas y enfermedades forestales. Hoy en día se dispone de métodos innovadores para monitorear y medir cuantitativamente incidencias en la salud de los bosques. En este estudio piloto se lleva a cabo una simulación controlada del ataque de perforadores en *Pinus halepensis* por medio del anillamiento secuencial de árboles, haciendo un posterior seguimiento en campo del decaimiento que provoca. La captura de imágenes hiperespectrales de alta resolución ha permitido analizar la relación entre la información espectral en cada uno de los árboles anillados con su decoloración y estado de decaimiento observado.

Palabras clave: hiperespectral, decaimiento forestal, Anillado, *Tomicus destruens*.

Monitoring and assessment of Mediterranean forest health using hypersecptral remote sensing imagery

Abstract: *There is growing alarm in the agroforestry sector due to the incidence of pests and diseases that devastate forests. Some member states of the European Union are currently carrying out different studies to detect pests and diseases in forest stands. Nowadays, innovative methods are available to monitor and quantitatively measure incidences in the health of forests. In this pilot study, a controlled simulation of the attack of drillers in* Pinus halepensis *is done, for which the sequential ringing of trees is carried out, following the decay that it causes. Through a hyperspectral camera, the spectral information of each of these trees is analyzed in relation to their discoloration and state of observed decay.*

Keywords: *hyperespectral, forest declaim, Gridding,* Tomicus destruens.

1. INTRODUCCIÓN

Existe una creciente preocupación por el cambio climático, en particular el aumento de temperatura y los niveles de dióxido de carbono en la atmósfera, así como las variaciones en las precipitaciones y la relación con los impactos observados en diferentes sectores de la población, entre los que se encuentran nuestros bosques (Trenberth et al., 2014). Los efectos negativos de este cambio y la aparición de especies invasoras en los bosques de todo el mundo requieren el desarrollo de métodos innovadores para monitorear y medir cuantitativamente el cambio en la salud de los bosques. Esta información es clave para mejorar la toma de decisiones de la gestión de las masas forestales (Kautz et al., 2017; Trumbore et al., 2015). Se hace necesario que las estimaciones de las variables estructurales de inventarios forestales se complementen con el monitoreo de procesos fisiológicos que describan la respuesta a estos factores estresantes. Recientes investigaciones demuestran que las tecnologías de detección remota proporcionan los medios para realizar mediciones en grandes áreas con una precisión y resolución razonables. En particular, los nuevos índices obtenidos de imágenes hiperespectrales y térmicas de alta resolución han demostrado ser indicadores adecuados para la detección temprana de cambios fisiológicos relacionados con enfermedades. También un indicador de estrés sugerido en varios estudios es la temperatura del dosel como indicador de la transpiración de los árboles (tasa de conductancia de los estomas).

Aunque un árbol parezca sano, desde que comienza la infección se producen cambios fisiológicos que originan una reducción de su tasa fotosintética y de su transpiración. Lo que se produce es un taponamiento de los vasos del xilema, la degradación de pigmentos fotosintéticos, como la clorofila (Allen et al., 2010), así como cambios en la concentración relativa de otros pigmentos como las xantofilas, carotenos y antocianinas. Además, se produce una reducción paulatina de la fluorescencia clorofílica que es potencialmente detectable mediante técnicas de teledetección hiperespectral.

Los sensores hiperespectrales y térmicos aerotransportados, detectan en cada árbol esos cambios fisiológicos, que después son interpretados mediante algoritmos de aprendizaje automático y modelos físicos. Esos indicadores permiten determinar, para cada árbol, si está sano o enfermo, independientemente de que en el campo muestre síntomas visuales o no.

La adopción de este tipo de métodos ayuda a monitorizar tanto grandes zonas afectadas por plagas o enfermedades (como es el caso de *Tomicus destruens*), como zonas teóricamente no afectadas con árboles enfermos, ayudando así a adoptar medidas de control de la enfermedad en sus primeros estadios.

El presente trabajo se ha llevado a cabo en una zona poblada por *Pinus halepensis* de la Comunitat Valenciana con el objeto de desarrollar un modelo que, a partir de información hiperespectral, permita detectar de forma pre-visual árboles que han iniciado un proceso de decaimiento similar al que puede ocurrir con árboles afectados por *Tomicus destruens* u otros perforadores. Se trata de un estudio piloto y en fase preliminar, del que se expondrán los primeros resultados obtenidos y líneas futuras de investigación. Se tomaron imágenes hiperespectrales de alta resolución y simultáneamente se analizaron detalladamente las fases de decaimiento y las respuestas fisiológicas de árboles individuales.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio y trabajo de campo

El trabajo se ha realizado en un pinar situado en la región de la Comunitat Valenciana (39°52'56,50" N 0°32'6,46" O). La superficie de la zona son 95 ha pobladas por *Pinus halepensis*. Se trata de una masa forestal vigorosa y sin problemas sanitarios. Para llevar a cabo el estudio, se seleccionaron 47 árboles, que fueron anillados en 5 campañas de campo sucesivas entre octubre de 2016 y abril de 2017 (tal y como se muestra en la figura 1). El objetivo era provocar, de manera artificial, un decaimiento similar al que genera el ataque de *Tomicus destruens* mediante el anillamiento de los árboles. Simulando así, en condiciones controladas, la aparición de estos síntomas, para hacer posteriormente un seguimiento del proceso de decaimiento.

Durante sucesivas campañas de campo el Laboratorio de Sanidad Forestal de la Comunidad Valenciana ha monitoreado la evolución de estos árboles, tanto durante el anillado como posteriormente identificando cualquier ataque o signos de decoloración. Los 47 árboles fueron clasificados periódicamente según sus niveles de decoloración o muerte. El seguimiento de los árboles anillados se llevó a cabo mediante inspección visual del estado de decoloración de los mismos. En el momento que se detectaron síntomas de amarilleamiento en los primeros árboles anillados, se realizó un vuelo con cámara hiperespectral. Esto aseguró un gradiente de afectación en toda la zona de estudio (Figura 2).

La línea temporal que se muestra en la figura indica las fases de anillamiento, tomas de datos en campo, adquisición de imágenes tras los primeros síntomas y seguimiento del trabajo en campo posterior para evaluar el progresivo decaimiento de los árboles anillados hasta un año después del vuelo.

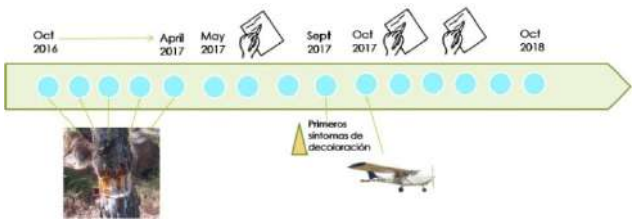


***Figura 1**. Línea temporal de la investigación.*

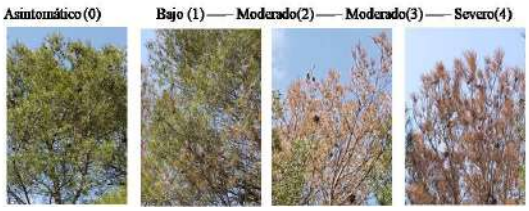


***Figura 2**. Gradiente decoloración en la zona de estudio.*

El estado de decoloración se determinó de manera visual, clasificando entre 0 y 4 árboles que no presentan ningún síntoma de decaimiento (0), hasta árboles prácticamente muertos cuando la afección es claramente visible y mayor al 80% (4).

2.2. Información espectral

Para la adquisición de imágenes hiperespectrales en la zona de estudio, se siguieron las indicaciones sugeridas por el Joint Research Center (Beck et al., 2015). La cámara utilizada fue una Micro-Hyperspec VNIR (Headwall Photonics, Fitchburg, MA, USA). Las imágenes fueron adquiridas a 400 m sobre el nivel del suelo, obteniendo una resolución de 40 cm de píxel. La cámara se ajustó a 50 fps con un tiempo de integración de 18 ms, utilizando una lente de 8 mm de distancia focal para obtener un campo de visión instantáneo (IFOV) de 0,93 mrad y campo de visión angular (FOV) de 50°. Las imágenes se recogieron en la región de 400-885 nm con 44 bandas. La ortorectificación y calibración radiométrica fue llevada a cabo según la metodología descrita por Zarco-Tejada et al (2016). En paralelo a la adquisición de imágenes hiperespectrales se tomaron imágenes en la franja espectral del visible 400-800 nm de mayor resolución espacial 5 cm para localizar con mayor precisión todos los árboles objeto de estudio (Figura 3).



***Figura 3**. Imagen hiperespectral (izquierda) e imagen RGB (derecha) con copa de árbol localizada.*

2.3. Clasificación

Los índices de vegetación obtenidos de la imagen hiperespectral, relacionados tanto con parámetros estructurales como bioquímicos de la vegetación, fueron utilizados como parámetros predictivos para la clasificación de la imagen. Los índices de vegetación utilizados fueron los propuestos por Calderón et al. (2013), generando un total de 56 índices. Se utilizaron tres algoritmos de clasificación: Árboles de decisión, *Random Forest* (Breiman, 2001) y Máquinas de Soporte Vectorial (SVM, de aquí en adelante). Para la selección de índices de vegetación se utilizó el algoritmo VSURF (Genuer et al., 2010) sobre

modelos *Random Forest*. Con esta primera aproximación, se analizaron árboles clasificados como anillados o no anillados, con el objeto de determinar con cuanto tiempo de antelación a la aparición de los primeros síntomas visuales es capaz el algoritmo de detectar el decaimiento y con qué exactitud. Los tres clasificadores fueron analizados mediante una curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*), analizando el área bajo la curva para determinar el que proporcionaba resultados más precisos.

3. RESULTADOS

El anillamiento secuencial en diferentes tandas de árboles dio como resultado un gradiente amplio de fases de decaimiento en los pies anillados, que durante las semanas posteriores al vuelo fueron amarilleando. En el momento del vuelo, la firma espectral obtenida en árboles control y árboles anillados clasificados según su estado de decoloración identifica con claridad los diferentes gradientes (Figura 4).

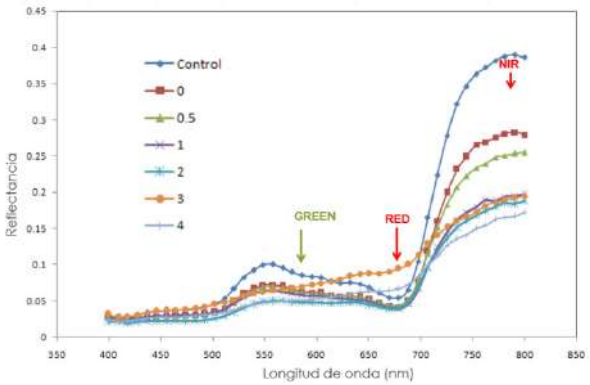


***Figura 4**. Signatura espectral de árboles con diferente gradiente de decoloración.*

El resultado de la clasificación mostró un acierto del 95% en árboles que presentaron decoloración en un periodo de 98 días después del vuelo, y que en el momento del vuelo no mostraban síntomas visualmente.

Los índices de vegetación seleccionados por VSURF fueron los que se muestran en la tabla 1.

***Tabla 1.** Índices de vegetación seleccionados por VSURF.*

Índice de vegetación	Fórmula
PRI	$(R_{570}-R_{531})/(R_{570}+R_{531})$
VGO1	R_{740}/R_{720}
VGO2	$(R_{734}-R_{747})/ (R_{715}+R_{726})$
GM1	R_{750}/R_{550}
OSAVI	$((1+0,16)(R_{800}-R_{670}))/(R_{800}+R_{670}+0,16)$

La clasificación obtenida con *Random Forest* y SVM arrojó un porcentaje de acierto en la clasificación muy parecido, AUC 0,947 y 0,952 respectivamente. Siendo de 0,816 para los árboles de decisión (Figura 5).

En la figura 6 se muestra la respuesta espectral de árboles que presentaron decoloración antes y después de un periodo de 98 días tras la captura de la imagen, teniendo una mayor separación espectral en las longitudes de onda 500-600 nm.

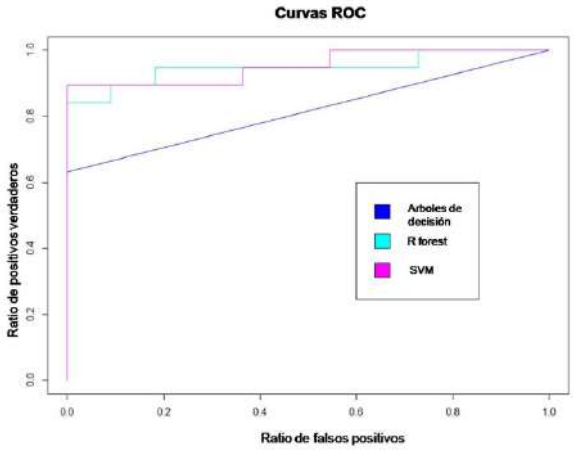


***Figura 5**.Curvas ROC para comparar clasificadores.*

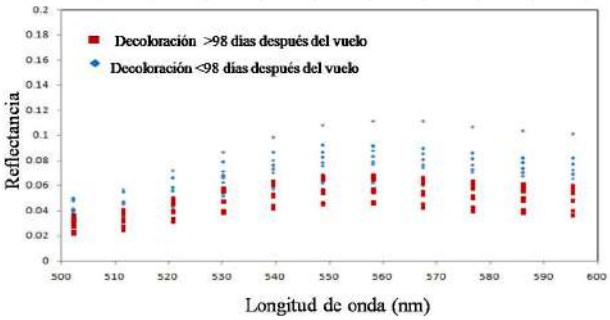


***Figura 6**. Separación espectral de pies con síntomas de decaimiento y asintomáticos 98 días después del vuelo.*

4. CONCLUSIONES

La gestión forestal sostenible requiere información de la sanidad forestal tanto espacial como temporalmente. Estudios recientes demuestran la capacidad de sensores hiperespectrales y térmicos en detectar precozmente la incidencia de plagas o enfermedades en masas forestales. Identificar zonas forestales susceptibles de ser atacadas es básico para un adecuado manejo y así evitar la propagación de plagas o enfermedades a una superficie territorial mayor.

En este trabajo, basado en estudios previos que se encuentran en la literatura citada, hemos simulado las condiciones de debilitamiento ocasionadas por perforadores. Estos perforadores suelen atacar las masas forestales cuando han sido expuestas a prolongadas temporadas de sequía. El debilitamiento ha sido provocado mediante un anillamiento del tronco del árbol. Este anillamiento ha sido progresivo consiguiendo así un gradiente de severidad en cuanto al debilitamiento de los 47 árboles estudiados. Las imágenes hiperespectrales obtenidas demuestran la capacidad de éstas para identificar árboles con diferente grado de decaimiento. Además, las clasificaciones realizadas a partir de algoritmos de aprendizaje automático y utilizando como parámetros predictivos diferentes índices de vegetación obtenidos de las imágenes, indican la capacidad de predecir decaimiento en árboles debilitados hasta tres meses antes de que éstos muestren síntomas visuales de amarilleamiento. Este estudio, muestra resultados preliminares. Actualmente se está llevando a cabo la obtención

de un modelo identificando índices de vegetación más influyentes en detectar este decaimiento.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha llevado a cabo en el marco del Grupo Operativo AgroForeSat dentro del Programa Nacional de Desarrollo Rural 2014-2020, la Asociación Europea para la Innovación (AEI)

6. BIBLIOGRAFÍA

Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M.,Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H. (Ted), Gonzalez, P., Fensham,R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S.W., Semerci,A., Cobb, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. For. Ecol. Manag. 259, 660–684

Beck, P.S.A., Zarco-Tejada, P.J., Strobl, P., San Miguel, J. 2015. The feasibility of detecting trees affected by the Pine Wood Nematode using remote sensing, Report EUR 27290 EN. Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, European Commission, Scientific and Technical Research series – ISSN 1831-9424.

Breiman, L. Random forests. 2001 Machine Learning. 5, 5–32.

Calderón, R., Navas-Cortés, J.A., Lucena, C., Zarco-Tejada, P.J. 2013. High-resolution airborne hyperspectral and thermal imagery for early detection of Verticillium wilt of olive using fluorescence, temperature and narrow-band spectral indices. Remote Sens. Environ. 139, 231–245.

Genuer, R., Poggi, J.M., Tuleau-Malot, C. 2010. Variable Selection using Random Forests. Patter Recognition Letters, Elsevier 31 (14), 2225-2236.

Kautz, M., Meddens, A.J.H., Hall, R.J., Arneth, A. 2017. Biotic disturbances in Northern Hemisphere forests–a synthesis of recent data, uncertainties and implications for forest monitoring and modelling. Glob. Ecol. Biogeogr. 26, 533–552.

Trenberth, K.E., Dai, A., van der Schrier, G., Jones, P.D., Barichivich, J., Briffa, K.R.,Sheffield, J., 2014. Global warming and changes in drought. Nat. Clim. Chang. 4, 17–22.

Trumbore, S., Brando, P., Hartmann, H., 2015. Forest health and global change. Science 349, 814–818.

Zarco-Tejada, P.J., González-Dugo, M.V., Fereres, E., 2016. Seasonal stability of chlorophyll fluorescence quantified from airborne hyperspectral imagery as an indicator of net photosynthesis in the context of precision agriculture. Remote Sens. Environ. 179, 89–103.

SECCIÓN 03

Incendios forestales

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 107-110. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Comparación de los servicios Copernicus EMS EFFIS y *Rapid Mapping* para la detección y gestión de incendios forestales

Donezar-Hoyos, U.[(1)], Ros, F.[(1)], Ciriza, R.[(1)], Larrañaga, A.[(1)], Broglia, M.[(3)], Steel, A.[(4)]
[(1)] Tracasa. Departamento de Ingeniería y Sistemas Territoriales. C/ Cabárceno, 6. 31621 Sarriguren. Navarra, España.
udonezar@tracasa.es
[(3)] European Commission, Joint Research Centre (JRC), Ispra, Italia.
[(4)] GFT Italia S.r.l, Via Sile 18, I-20139 Milano, Italia.

Resumen: El Servicio de Gestión de Emergencias de Copernicus, *Copernicus Emergency Management Service* (EMS), consta de los componentes de alerta temprana y monitoreo y de creación de mapas. El primero incluye tres sistemas que proveen de información de predicción y monitorización de inundaciones en Europa (EFAS), incendios forestales (EFFIS), y sequía y sus impactos ecológicos (EDO) en Europa, Oriente Medio y Norte de África. El segundo provee de información geoespacial para la gestión de emergencias bajo demanda en dos modos operacionales distintos, para la obtención de mapas inmediatamente después del desastre o la emergencia (*Rapid Mapping*, RM), y para las fases no relacionadas con la respuesta inmediata (*Risk and Recovery Mapping*, RRM). Incluye un módulo de validación para validar y verificar los productos creados y recoger comentarios de los usuarios. En el marco del módulo de validación se compararon distintos productos e información relacionada con incendios forestales creados por el servicio de mapas de Copernicus EMS (RM) y por EFFIS. El propósito era incidir en sus sinergias y posibles solapamientos, mediante la comparación numérica en dos análisis independientes y la valoración de los usuarios de las respuestas de los usuarios. Primero se estudiaron los datos creados por ambos servicios en 18 incendios ocurridos en la cuenca mediterránea en verano de 2017, analizando los datos pre- y post-evento y el área quemada delimitada. El segundo análisis incluyó la comparación temática por medio de matrices de confusión de los datos EFFIS usando los datos RM como referencia. Los resultados mostraron que, a pesar de las limitaciones de EFFIS en términos de resolución espacial de las imágenes usadas, superficie mínima representada y uso del suelo considerado, hay un alto nivel de acuerdo entre los datos. Sin embargo, una vez habiéndoles mostrado los resultados a los usuarios, éstos no perciben EFFIS como un servicio que les pueda dar información comparable a la de RM.

Palabras clave: *Copernicus, emergencias, mapeo de emergencia, EFFIS, incendios*.

Comparison of the Copernicus EMS EFFIS and Rapid mapping services for the detection and management of the forest fires

Abstract: *The Copernicus Emergency Management Service, Copernicus EMS, includes two components, an early warning and monitoring component and a Mapping component. The first includes three systems that provide information about forecasting and monitoring of floods in Europe (EFAS) and forest fires (EFFIS) and droughts and their ecological impacts (EDO) in Europe, the Middle East and North Africa. The second provides, on demand and in two operational modes geo-spatial information to assess the impact and respond to natural and man-made disasters, immediately after the disaster or emergency ("Rapid Mapping", RM), and in phases not related to immediate response ("Risk and Recovery Mapping", RRM). The Copernicus EMS Mapping includes a Validation module responsible for validating and verifying its products as well as collecting and analysing the users' feedback. In the frame of the Validation service, different fire products and information created by Copernicus EMS Mapping (RM) and EFFIS were compared. The purpose was to assess synergies and overlaps, by numerically comparing data in two independent analysis, and analysing the answers of users. First, data created by both services in 18 fires that took place in the Mediterranean basin during summer 2017 were studied, analysing the pre- and post-event data and the delineated burnt area. The second analysis included the thematic validation through confusion matrices of EFFIS data against RM used as reference. Results showed that, despite the limitations of EFFIS in terms of spatial resolution of the images used, minimum mapped surface and land use considered there is a high level of agreement between the data. However, the users do not perceive EFFIS as a service that might provide data comparable to that of RM even when exposed to results of the analyses.*

Keywords: *Copernicus, emergencies, emergency mapping, Rapid Mapping, EFFIS, forest fires.*

1. INTRODUCCIÓN

El Servicio de Gestión de Emergencias de Copernicus, Copernicus EMS, es un programa de la Unión Europea de financiación pública coordinado por la Comisión Europea que "provee de información geoespacial precisa y oportuna a todos los actores involucrados en la gestión de emergencias, en desastres bien sean naturales o producidos por el hombre, o en crisis humanitarias" (Copernicus EMS, 2017a.). El servicio consta de los componentes de alerta temprana y monitoreo y de creación de mapas.

El componente de alerta temprana y monitoreo incluye tres sistemas, Sistema Europeo de Alerta ante

Inundaciones (*European Flood Awareness System*, EFAS), Sistema Europeo de Información de Incendios Forestales (*European Forest Fire Information System*, EFFIS) y Observatorio Europeo de la Sequía (*European Drought Observatory*, EDO), que proporcionan información de predicción y monitorización de inundaciones, incendios forestales, y sequía y sus impactos ecológicos en Europa, Oriente Medio y Norte de África. De los tres, EFAS es el único sin libre acceso, mientras que los demás disponen de visores desde los cuales consultar y descargar información (Copernicus, 2017b). Todos ellos se extienden a escala global, GloFAS (inundaciones), GWIS (incendios forestales), GDO (sequías).

El servicio de creación de mapas de Copernicus EMS se activa bajo demanda de un Usuario Autorizado incluido en una de las siguientes categorías: (I) Puntos de Enlace Nacionales (*National Focal Points*, NFP), que son las autoridades de Protección Civil de los Estados Miembro; (II) Servicios de la Unión Europea como DG ECHO o DG GROW; y (III) El Servicio Europeo para la Acción Externa (*European External Action Service*, EEAS). En la DG ECHO, el Centro de Coordinación de Respuesta a Emergencias (*Emergency Response Coordination Centre*, ERCC) actúa como punto de enlace para organizaciones internacionales gubernamentales y no gubernamentales (*e.g.* agencias de las Naciones Unidas, ONGs internacionales, y el Banco Mundial). El servicio se puede activar en dos modos, uno para la obtención de mapas e información inmediatamente después del desastre o la emergencia, RM, y el otro para la obtención de información de referencia o de información útil en las fases de prevención, preparación y reconstrucción tras un desastre o emergencia incluyendo información de crisis, RRM. Cada petición es estudiada por el ERCC y si es aprobada resulta en una activación. En el marco de ésta, se adquieren principalmente imágenes de satélite y se crea para las áreas de interés (Area Of Interest, AOI) definidas por los usuarios la información de crisis, que puede ser de diferente naturaleza (*e.g.* categorización de daños a edificios, delimitación de inundación, delimitación de zona quemada). Incluye un servicio de validación que, en el marco de la mejora continua del servicio, valida productos, testea datos y métodos que se podrían usar en la creación de productos y recopila las opiniones de los usuarios para detectar puntos de mejora (Copernicus EMS, 2018).

El objetivo del presente estudio es comparar la información proporcionada por EFFIS y RM para una serie de incendios ocurridos a lo largo de 2017 en la cuenca mediterránea, encontrar sinergias entre ambos y detectar posibles solapamientos de forma que se puedan evitar en el futuro. Se tuvieron en cuenta las limitaciones de EFFIS respecto a RM en relación a la menor resolución espacial de las imágenes usadas, y que en EFFIS no se muestran los incendios menores a 30ha ni aquellos que no se inician en zonas forestales.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Análisis de las condiciones pre- y post-activación RM usando datos EFFIS

Se analizó la información que proporciona EFFIS inmediatamente antes y después de 18 incendios mapeados por RM para saber si los datos de riesgo de incendio inmediatamente anteriores al fuego podían usarse para iniciar el proceso de activación de RM y estudiar la prontitud con la que ambos servicios ofrecen información. Se estudiaron 128 productos de RM en 89 AOIs y la información proporcionada por EFFIS para esos mismos productos.

Para cada AOI se estudió la capacidad de detección del fuego; el momento en el que la información relativa al incendio estaba disponible en EFFIS respecto a la fecha de inicio del incendio incluido en la web de RM; la precisión de la detección y delimitación del área quemada teniendo en cuenta la diferencia de resolución espacial de las imágenes usadas (Resolución Media en EFFIS, que usa imágenes MODIS y Resolución Alta o Muy Alta en RM); y la predicción del riesgo de incendio proporcionado por EFFIS en su Índice Meteorológico de Incendios (*Fire Weather Index*, FWI). La tabla 1 muestra los parámetros estudiados.

***Tabla 1**. Información de RM y EFFIS analizada.*

	EFFIS	RM
Fechas de:		
- Imagen pre-evento		
- Evento		√
- Activación		
- Imagen post-evento		
- Producción		
Fire Weather Index (FWI) diario	√	
Extensión de áreas quemadas (ha)	√	√
Número de polígonos de áreas quemadas (n)	√	
Número of *Hot Spots* o anomalías térmicas (n)	√	

El FWI se calcula en base a valores meteorológicos y características del terreno tales como la combustibilidad (Government of Canada, 2018). Es un pronóstico del peligro de expansión de un incendio en formato raster con una resolución espacial de aproximadamente 16 km. Los valores se clasifican en 6 categorías, *Muy bajo*, *Bajo*, *Moderado*, *Alto*, *Muy alto* y *Extremo*.

2.2. Comparación de área quemada delimitada por EFFIS y RM

Se compararon las zonas quemadas disponibles en 3 productos de 4 activaciones de RM y en EFFIS. Para cada producto se realizaron 4 cruces, haciendo un total de 48. En el primero se compararon directamente las capas. En el segundo se eliminaron las superficies menores a 30ha de las capas RM. En el tercero se eliminaron las zonas no forestales de las capas RM. En el cuarto se eliminaron las zonas menores a 30ha y las zonas no forestales de las capas RM. La información del uso de suelo se obtuvo del *Corine Land Cover* (CLC) 2012, excluyendo las zonas no pertenecientes a las clases 3 – *Forest and semi-natural areas* y 4 – *Wetlands* (*Copernicus Land Monitoring Service*, N.d.).

La comparación se realizó mediante matrices de confusión usando los datos RM como referencia. Para cada cruce se obtuvieron (I) el porcentaje de acuerdo del producto global, (II) el porcentaje de acuerdo del área quemada (ratio entre los elementos correctamente clasificados como 'quemado' y el total de elementos de la matriz incluidos en esa categoría), (III) el error de omisión del área quemada

(ratio entre los elementos que perteneciendo a la categoría 'quemado' están clasificados como 'no quemado' respecto al total de elementos incluidos en la categoría 'quemado'), y (IV) el error de comisión de área quemada (ratio entre los elementos que no perteneciendo a la categoría 'quemado' están clasificados en ella respecto al total de elementos de la matriz incluidos en esa categoría).

2.3. Valoración de la evaluación de los usuarios finales

Se recopilaron y analizaron las opiniones y recomendaciones de los Usuarios Autorizados de las activaciones RM del anterior punto, que representan a 4 NFP y son potenciales usuarios de EFFIS. Se les entrevistó sobre aspectos específicos de las activaciones estudiadas, mostrándoles los resultados de las comparaciones y preguntando sus opiniones y recomendaciones. Las entrevistas se basaron en cuestionarios creados y adaptados a tal propósito.

3. RESULTADOS

3.1. Análisis de las condiciones pre- y post-activación RM usando datos EFFIS

Respecto a la detección de incendios, EFFIS no proporcionó información de área quemada en 12 AOIs y no detectó anomalías térmicas en 15, mientras que RM no detectó fuego en sólo 3 de esos AOIs. La falta de información de área quemada EFFIS se debió a que en 9 de esos 12 casos los incendios eran menores a 30ha; en un caso el fuego no estaba en zona forestal; y en otro el criterio temporal de RM no se correspondía con el de EFFIS, ya que RM mostraba un incendio producido 11 días antes de la fecha de evento. Sólo en un caso no se encontraron motivos para esas discrepancias.

En 10 AOIs RM mostró información de área quemada y EFFIS no dio información ni de área quemada ni de anomalías térmicas. Para otros 5 AOIs EFFIS detectó área quemada pero no anomalías térmicas y en 2 AOIs EFFIS sí detectó anomalías pero no área quemada.

Respecto al momento en el que la información relativa al incendio estaba disponible, cabe destacar que para aquellos casos en los que ambos servicios proporcionaron datos de área quemada, 77, EFFIS proporcionó dicha información antes que RM en todos los casos, detectó el fuego antes de la fecha de evento incluida en la web de RM en 22 casos, y antes de la fecha de activación RM por parte del Usuario Autorizado en 65. La anticipación de EFFIS respecto a RM varió entre 60 y 2 días, con una media de 13 y una mediana de 8. Es destacable que la delimitación de área quemada de EFFIS se anticipó a la detección de fuego proporcionada por las anomalías térmicas en 19 AOIs.

Respecto a la disponibilidad de los productos RM, se observó que varios de ellos se proporcionaron más tarde de las 12 horas establecidas por Copernicus EMS para generar los productos tras la adquisición de la imagen de satélite usada como fuente (Copernicus EMS, 2018). De los 89 productos analizados, 43 se entregaron el mismo día o al día siguiente de la adquisición de la imagen, mientras que para los otros 46 la media de retraso fue de 11 días y la mediana de 3.

Respecto a la delimitación, EFFIS sobrestimó la superficie quemada en 45 casos y subestimó en 32 de los casos en los que había información de ambas fuentes. La media y mediana de la superficie sobrestimada fueron de 17% y 10% respectivamente, y de 25% y 15% para la superficie subestimada.

Respecto a la información de riesgo de incendio proporcionado por el FWI, en general se observaron valores altos del índice en los días oficiales del evento incluidos en la web de RM. Sin embargo, hay que señalar que no se estudiaron los valores de FWI en zonas donde no hubo incendio, y por tanto sería erróneo establecer una relación predictiva directa entre valores altos de FWI e incendios, ya que éste sólo da idea del riesgo de que un incendio se propague en caso de que se inicie, pero no la probabilidad de inicio.

La figura 1 muestra un ejemplo de los datos EFFIS y RM analizados para un AOI de RM (en verde).

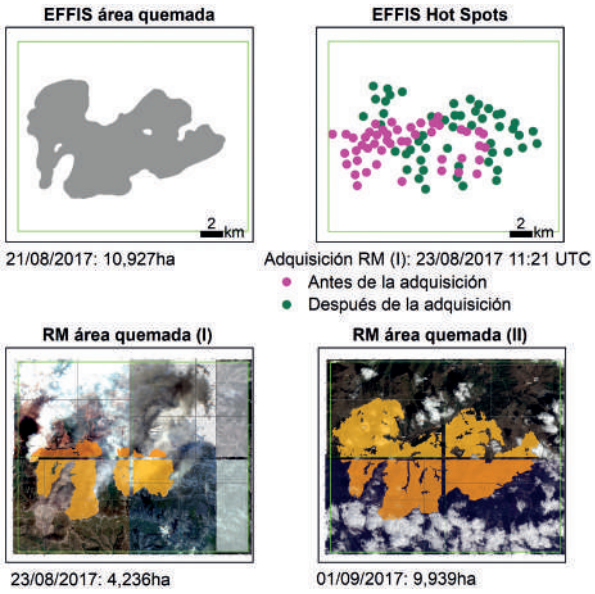


***Figura 1**. Datos comparados en un AOI RM.*

En el ejemplo mostrado, la delimitación EFFIS estuvo disponible el 21 de agosto mientras que la primera delimitación RM se retrasó hasta el 23. En esa fecha la cobertura nubosa impidió que se pudiera dar la delimitación total del incendio y hubo que esperar al 1 de septiembre para tenerla en RM, 12 días después que EFFIS. Respecto a los *Hot Spots*, señalar que permiten inferir la dirección de expansión del fuego, ya que antes del 23 se encuentran al suroeste para después moverse al noreste, que es un comportamiento similar al mostrado por el área quemada de RM.

Por último, hay que destacar que algunos AOIs estaban localizados en zonas donde diferentes fuegos ocurrieron a lo largo de la temporada. Si la imagen pre-evento usada es muy lejana de la fecha del evento, y en la zona ocurren diferentes incendios sucesivamente, se corre el riesgo de confundir a los potenciales usuarios sobre la extensión del incendio en estudio.

3.2. Comparación de área quemada delimitada por EFFIS y RM

La comparación de las capas indicó un alto grado de acuerdo entre ambas informaciones, con porcentajes de acuerdo del área quemada superiores o iguales a 90% en todos los casos menos uno, cuando las comparaciones se realizaron sin excluir de la capa de RM superficies menores a 30ha o zonas no forestales.

Una de las fuentes de discrepancias entre ambos datos es la resolución espacial de las imágenes usadas para su creación, MODIS de GSD:250m (NASA Moderate Resolution Imaging Spectrometer (MODIS), N.d.) en el caso de EFFIS y GSD entre 0,5 y 10m en el caso de RM. Otra fuente de discrepancia es la unidad mínima de mapeo que usa EFFIS (30ha). En general, EFFIS proporciona polígonos más compactos y con menor detalle que RM. Su menor resolución espacial no sólo afecta a la delineación del fuego y a la forma de los polígonos, sino que también limita la capacidad de discriminar zonas ligeramente quemadas o no quemadas dentro de los recintos de área quemada.

La presencia de nubes afecta más a los productos RM, ya que dicho servicio delimita el incendio para una fecha concreta, mientras que EFFIS actualiza la extensión de área quemada 2 veces al día gracias a la mayor resolución temporal de MODIS (Copernicus EMS, N.d.). Además, se ha observado que la mayor resolución espectral de MODIS permite en algunos casos una mejor discriminación de zonas quemadas que otros sensores que sólo disponen de bandas en el óptico o en el óptico e infrarrojo cercano.

Por último, los resultados de la comparación empeoraron al excluir las zonas no forestales del análisis. Esto es debido a que, si bien EFFIS sólo incluye aquellos incendios que se originan en zonas forestales, una vez que éstos están activos se monitorizan independientemente del uso del suelo.

3.3. Valoración de la evaluación de los usuarios finales

Los usuarios indicaron que los productos RM cumplen en general el propósito para el que fueron solicitados, y que estuvieron disponibles a tiempo y con la suficiente calidad. Sin embargo, preguntados por aquellos productos RM que incluían categorías de daños causados por incendios, señalaron la dificultad de la comprensión de dichas categorías y solicitaron más información sobre cómo se calculan.

Respecto a EFFIS, señalaron que la resolución espacial de las imágenes usadas por este servicio es insuficiente, y por tanto la información no es usable.

4. DISCUSIÓN

Los resultados de los análisis numéricos muestran que RM y EFFIS son dos componentes complementarios de Copernicus EMS. Sin embargo, hay margen para el desarrollo de sinergias que permitan un servicio más eficiente, sin redundancias de información. Considerando la futura evolución del servicio, que contempla la inclusión de imágenes Sentinel-2 en EFFIS, quizá en el futuro las activaciones de RM para incendios no serán necesarias. Sí tendría sin embargo cabida la activación del servicio RRM, que proveería a los usuarios de información de muy alto detalle para la fase de recuperación de las zonas afectadas.

Es de destacar que, si bien los usuarios conocen EFFIS, no lo contemplan como alternativa a RM, principalmente por su menor resolución espacial.

5. BIBLIOGRAFÍA

Copernicus Emergency Management Service, 2017a. Service overview. Disponible en http://emergency.copernicus.eu/mapping/sites/default/files/files/CopernicusEMS-Service_Overview_Brochure.pdf.

Copernicus Emergency Management Service, 2017b. Alerta temprana y monitorización. Inundaciones e incendios. Disponible en https://emergency.copernicus.eu/mapping/ems/early-warning-systems-efas-and-effis

Copernicus Emergency Management Service, N.d. Introducción a EFFIS. Disponible en: http://effis.jrc.ec.europa.eu/

Copernicus Emergency Management Service, 2018. Copernicus Emergency Management Service - Mapping, Manual of Operational Procedures. Disponible en: https://emergency.copernicus.eu/mapping/sites/default/files/files/EMS_Mapping_Manual_of_Procedures_v1_3_final.pdf

Copernicus Land Monitoring Service, N.d. CLC 2012. Available at: https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012?tab=metadata

Government of Canada, 2018. Natural Resources Canada. Canadian Wildland Fire Information System. Disponible en: http://cwfis.cfs.nrcan.gc.ca/background/summary/fwi

NASA Moderate Resolution Imaging Spectrometer (MODIS), N.d. Specification. Disponible en: https://modis.gsfc.nasa.gov/about/specifications.php

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 111-114. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Clasificación de trayectorias de regeneración post-incendio a partir de series temporales de Landsat: El caso de Yeste (Albacete)

Viana-Soto, A., Aguado, I., Salas, J., García, M.
Departamento de Geología. Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá. Calle Colegios 2, 28801, Alcalá de Henares, Madrid, España. alba.viana@uah.es

Resumen: El objetivo de este estudio es obtener las trayectorias de regeneración de la vegetación post-incendio a largo plazo (24 años) a partir de la segmentación de series temporales de imágenes Landsat. Se ha empleado el algoritmo LandTrendr para caracterizar las trayectorias temporales para bosques de pinos termófilos en el incendio de Yeste ocurrido en 1994. Mediante una clasificación con *k-means* se ha logrado identificar clases de trayectorias de regeneración continua, no continua y no regeneración.

Palabras clave: regeneración post-incendio, series temporales de Landsat, LandTrendr, *k-means*, región mediterránea.

Classification of post-fire recovery trajectories from Landsat time series: case study in Yeste (Albacete)

Abstract: *The objective of this study is to obtain the recovery trajectories of post-fire vegetation in the long-term (24 years) using a segmentation method of Landsat Time Series. The LandTrendr algorithm was used to characterise temporal trajectories of thermophiles pine forests in the Yeste fire which occurred in 1994. A k-means classification has allowed to identify trajectory classes of continuous recovery, non-continuous recovery and no recovery.*

Keywords: *post-fire recovery, Landsat Time Series, LandTrendr, k-means, Mediterranean region.*

1. INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales constituyen una de las perturbaciones naturales más extendidas e importantes de los ecosistemas forestales afectando a su composición, estructura y funcionamiento. Las especies que componen los ecosistemas mediterráneos están adaptadas a la presencia recurrente del fuego, de modo que la mayoría poseen mecanismos de rebrotación-germinación que explicarían el rápido recubrimiento de la vegetación tras un incendio (Pausas, 2012). Sin embargo, las políticas de supresión de incendios adoptadas durante el siglo pasado y los factores demográficos como el abandono rural han llevado a la acumulación de combustible y la homogenización espacial de los combustibles forestales, que pueden fomentar eventos extremos de incendios que excedan la capacidad de recuperación de los ecosistemas y reducir así su resiliencia (Bartels et al., 2016). Una gestión sostenible de las acciones post-incendio requiere entender y estimar la recuperación de la vegetación que puede ser determinante para anticiparse y ayudar a la resiliencia de los ecosistemas (Chu y Guo, 2014).

La disponibilidad de imágenes Landsat corregidas geométricamente y radiométricamente para largas series de tiempo permite el estudio exhaustivo de la dinámica post-incendio de la vegetación (Chu y Guo, 2014; Pickell et al., 2016). Entre las distintas técnicas empleadas para la detección de cambios en series temporales (Zhu, 2017) se encuentran los algoritmos de segmentación de imágenes. El desarrollo de algoritmos como el *Landsat-based detection of Trends in Disturbance and Recovery* (LandTrendr) (Kennedy et al., 2010) permiten obtener trayectorias de regeneración para series temporales largas de imágenes (Nguyen et al., 2018).

El objetivo de este estudio es obtener las trayectorias de regeneración de la vegetación post-incendio, a largo plazo (24 años), e identificar clases de regeneración continua, no continua o de no regeneración.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio es el incendio de Yeste (Albacete) ocurrido el 7 de agosto de 1994 afectando a 12 895 ha (11 685 ha de superficie arbolada) (Figura 1). El sector noroeste fue de nuevo afectado por un incendio el 27 de julio de 2017 afectando aproximadamente a 1600 ha dentro del perímetro. El área de estudio se encuentra en la región biogeográfica mediterránea, caracterizada por temperaturas medias anuales en torno a 15°C y precipitaciones medias anuales de 600-700 mm con aridez estival. La topografía es irregular con pendientes moderadas (10°-20°) y fuertes (>20°) y elevaciones entre 600 y 1400 m.

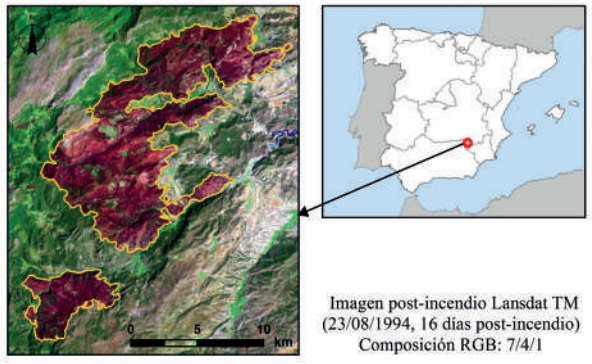


Figura 1*. Localización del área de estudio.*

En el área quemada dominaban los bosques de coníferas antropizados compuestos por especies del género *Pinus* característicos de los pisos mesomediterráneo y supramediterráneo de la región bioclimática mediterránea (*Pinus halepensis, Pinus pinaster y Pinus nigra*). En el estrato arbustivo dominan especies esclerófilas como *Rosmarinus* o *Juniperus.*

2.2. Datos

Para este estudio se ha utilizado una serie histórica de imágenes Landsat tomadas por los sensores TM, ETM+ y OLI. Se seleccionaron escenas libres de nubes entre 1990 y 2018 en los meses de verano priorizando las más próximas al 31 de julio para evitar el efecto de cambios fenológicos estacionales (Figura 2). Para conocer la dinámica de la vegetación en los años previos al incendio y facilitar de este modo la interpretación de las trayectorias post-incendio se obtuvieron imágenes de los 4 años anteriores. Las imágenes pertenecen a los productos de reflectividad de superficie (Colección 1 – Nivel 2) distribuidas por la *U.S. Geological Survey* (USGS) generados a partir del software *Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System* (LEDAPS) para TM y ETM+ y *Landsat 8 Surface Reflectance Code* (LaSRC) para OLI.

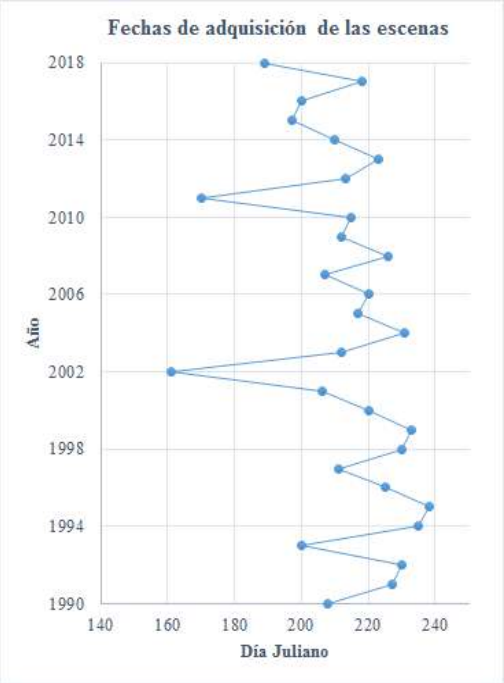


***Figura 2**. Escenas utilizadas en la serie temporal.*

Mediante el código *LandsatLinkr* (http://jdbcode. github.io/LandsatLinkr/) se calcularon los componentes de Brillo (TCB), Verdor (TCG) y Humedad (TCW) obtenidos de la transformación *Tasseled-Cap* (TC) (Crist, 1985). Posteriormente, se obtuvo el componente angular del TC (TCA) definido como TCA=arctan (TCG/TCB) (Powell et al., 2010).

Para cada índice generado se obtuvieron compuestos anuales. El valor espectral de cada píxel es seleccionado a partir de la imagen más próxima al 31 de Julio. En aquellos años en que no hay disponibles imágenes libres de nubes para julio y agosto en el área de estudio el valor asignado es aquel más próximo a la mediana del día juliano (181) (Figura 2).

La información de cobertura vegetal se derivó de los datos del Segundo Inventario Forestal Nacional (INF2) a una escala de 1:50 000 y el proyecto *Corine Land Cover* (CLC) 1990 a una escala de 1:100 000.

2.3. Metodología

En este estudio se profundiza a partir del caso de estudio de Yeste en la identificación de tendencias de regeneración post-incendio mediante la segmentación de series temporales. Se ha utilizado el algoritmo *Landsat-based detection of Trends in Disturbance and Recovery* (LandTrendr) para obtener las trayectorias de regeneración entre 1994 y 2018. Se trata de capturar tanto procesos que evolucionan lentamente como el rebrote natural, como eventos abruptos (repoblaciones forestales o nuevos incendios).

Dentro del perímetro del incendio se han seleccionado para el análisis aquellos píxeles correspondientes a bosques de pinos termófilos compuestos por las especies *P. halepensis y P. pinaster.* En base a las características fisiológicas de las especies, así como a la diferente capacidad de crecimiento de las semillas después del fuego se ha descartado la superficie ocupada por *P. nigra* (Vallejo et al., 2012).

En el proceso de segmentación con LandTrendr la identificación de los potenciales vértices de la trayectoria se define a partir de un proceso iterativo de regresión con mínimos cuadrados ordinarios (*Ordinary Least Squares*, OLS) de los compuestos de índices espectrales. En este estudio se han utilizado el TCA, relacionado con el gradiente de porcentaje de cobertura vegetal, y el TCW, sensible a la humedad y estructura del dosel (Hansen et al., 2001). La trayectoria resultado del entrenamiento se somete a un proceso de selección usando el criterio de ángulo hasta obtener un número de segmentos igual o inferior al definido (6 en nuestro caso). Iterativamente la trayectoria es simplificada en base al criterio de Error Medio Cuadrático (EMC) del segmento para finalmente elegir el mejor modelo en base al *p-value* según el *F-statistics* ($p<0,05$). Los valores de magnitud y duración del cambio de los segmentos que definen cada trayectoria, a nivel de píxel, fueron utilizados como parámetros para la clasificación.

Se ha optado por un método de clasificación no supervisado con el objetivo de recoger la mayor variabilidad de tendencias que puede existir entre los procesos de regeneración continua, regeneración no continua, o no regeneración que se desconocen previamente. *K-means* permite agrupar las trayectorias en *k* grupos minimizando la suma de distancias entre cada trayectoria y el centroide de su clase. Para definir el número óptimo de clases se ha utilizado el Método *Elbow* (Kodinariya y Makwana, 2013) basado en el porcentaje de varianza explicado en función del número de clases. Los valores de magnitud y duración fueron estandarizados mediante *StandardScaler* ($Z=X-\mu / s$) de la librería *scikit-learn* de *Python*.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 3 se recoge el resultado de las clasificaciones para las trayectorias obtenidas a partir del TCA y del TCW. Para ambos índices se han identificado 4 clases de trayectorias, pero existen diferencias tanto espaciales como en la magnitud, duración y año de ocurrencia de los cambios detectados en cada clasificación.

En la clasificación de las trayectorias obtenidas a partir de TCA (Figura 4) se han identificado las siguientes clases: regeneración continua, regeneración no continua, regeneración continua con recurrencia de incendio y regeneración continua con cambio de pendiente y recurrencia.

Los píxeles de regeneración continua muestran un incremento del valor de TCA desde el incendio, pero la tendencia se estabiliza tras 10 años debido a la saturación del índice TCA (Powell et al., 2010). Intercalados con esta tendencia aparecen sectores de trayectoria de regeneración no continua en los primeros 5 años post-incendio.

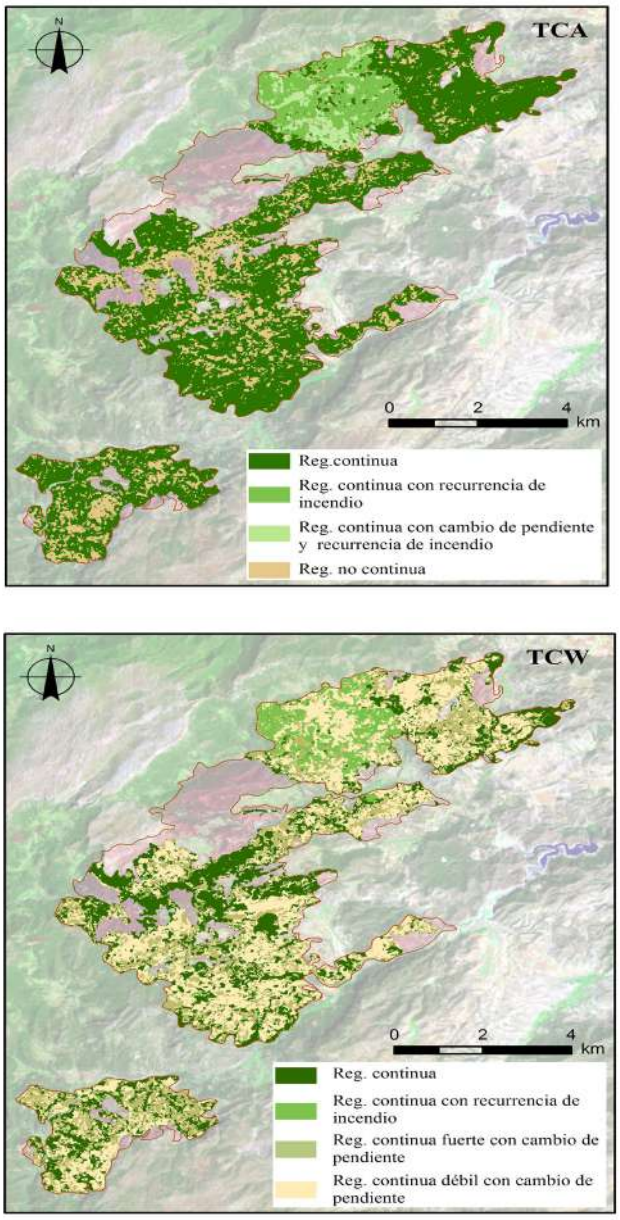


Figura 3. *Clasificación de las trayectorias con TCA (arriba) y TCW (abajo).*

Respecto a los sectores de regeneración continua con recurrencia de incendio se diferencia entre aquellos que se recuperaron siguiendo una tendencia continua hasta el incendio ocurrido en 2017, y aquellos donde la regeneración fue continua con cambio de pendiente y, tras el incendio de 2017 el valor desciende incluso por debajo del registrado en el incendio de 1994. La capacidad de resiliencia en este caso queda muy limitada.

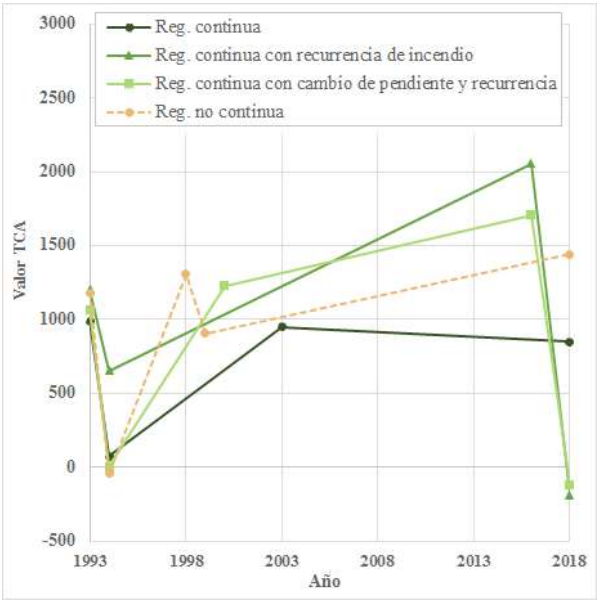


Figura 4. *Trayectorias de regeneración según TCA.*

En la clasificación de las trayectorias obtenidas a partir de TCW (Figura 5) se han identificado dos clases que siguen una tendencia similar a las obtenidas con TCA (regeneración continua y regeneración continua con recurrencia de incendio), pero se diferencian otras dos: regeneración continua fuerte con cambio de pendiente, regeneración continua débil con cambio de pendiente.

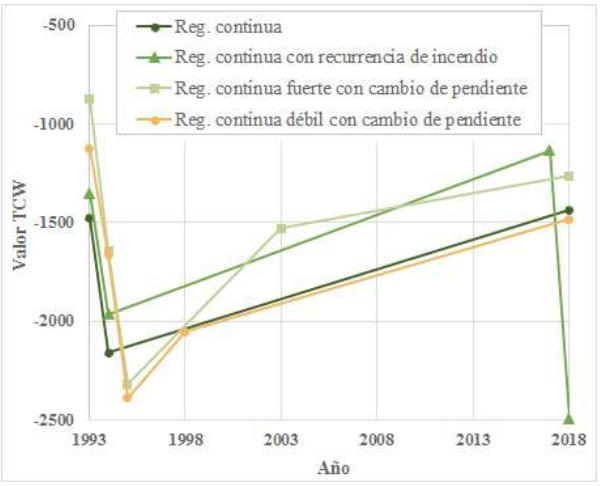


Figura 5. *Trayectorias de regeneración según TCW.*

Los píxeles de regeneración continua muestran un incremento del valor de TCW desde 1995 porque el contenido de humedad sigue descendiendo en el primer año post-incendio, pero 24 años tras el incendio el valor de TCW ha recuperado los valores previos. Entre las clases de regeneración continua fuerte con cambio de pendiente y débil con cambio de pendiente tras 24 años no se han

recuperado los valores previos y, aunque la tendencia ha sido positiva, esta se ve interrumpida en los primeros años tras el incendio. Por lo que respecta a la clase de regeneración continua con recurrencia de incendio corresponde con el incendio de 2017, identificado también con TCA, posiblemente coincidiendo con las áreas de mayor severidad.

Las series temporales se han aplicado ampliamente para el seguimiento de cambios forestales graduales y abruptos. Estudios como los de Frazier et al. (2015) o Nguyen et al. (2018) utilizaron las trayectorias de las transformaciones TC para comprender las dinámicas forestales de perturbación y recuperación. Frazier et al. (2015) concluyeron que el TCW contenía más detalle sobre la estructura y el crecimiento de la vegetación en los procesos de regeneración. Las limitaciones para el modelado de la regeneración de la vegetación post-incendio utilizando datos ópticos están relacionadas con la saturación a niveles altos de biomasa. Trabajos previos han comprobado que la saturación de índices ópticos como el NDVI se alcanza en 20 años en ambientes mediterráneos (Tanase et al., 2011). Además, los resultados del mismo índice pueden variar en diferentes condiciones y ubicación. Por ello es necesario profundizar en las relaciones de cada clase con el gradiente de severidad y las condiciones ambientales (Chu y Guo, 2014, Bartels et al., 2016).

4. CONCLUSIONES

El uso de series temporales largas tras la apertura del archivo Landsat adquiere un gran interés para guiar las tareas de restauración en áreas quemadas con problemas de recuperación en el medio/largo plazo. Resulta necesario profundizar en el análisis de gradientes de severidad y condiciones ambientales diferentes y verificar la presencia de trayectorias similares en otros incendios del entorno mediterráneo.

5. BIBLIOGRAFÍA

Bartels, S.F., Chen, H.Y.H., Wulder, M.A., White, J.C. 2016. Trends in post-disturbance recovery rates of Canada's forests following wildfire and harvest. *Forest Ecolology Management*, 361, 194–207.

Chu, T., Guo, X. 2014. Remote sensing techniques in monitoring post-fire effects and patterns of forest recovery in boreal forest regions: A review. *Remote Sensing*, 6, 470–520.

Crist, E.P. 1985. A TM tasseled cap equivalent transformation for reflectance factor data. *Remote Sensing of Environment*, 17(3), 301-306.

Frazier, R.J., Coops, N.C., Wulder, M.A. 2015. Boreal shield forest disturbance and recovery trends using Landsat time series. *Remote Sensing Environment,* 170, 317–327.

Hansen, M.J., Franklin, S.E., Woudsma, C., Peterson, M. 2001. Forest structure classification in the North Columbia Mountains using the Landsat TM Tasseled Cap wetness component. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 27(1), 20-32.

Kennedy, R.E., Yang, Z., Cohen, W.B. 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr — Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 114, 2897-2910.

Kodinariya, T.M., Makwana, P.R. 2013. Review on determining number of Cluster in K-Means Clustering. *International Journal of Advance Research in Computer Science and Management Studies*, 1(6), 90-95.

Nguyen, T.H., Jones, S.D., Soto-Berelov, M., Haywood, A., Hislop, S. 2018. A spatial and temporal analysis of forest dynamics using Landsat time-series. *Remote Sensing of Environment*, 217, 461-475.

Pausas, J. 2012. Incendios Forestales. Una visión desde la Ecología. CSIC. Catarata, Madrid.

Pickell, P.D., Hermosilla, T., Frazier, R.J., Coops, N.C., Wulder, M.A. 2016. Forest recovery trends derived from Landsat time series for North American boreal forests. *International Journal of Remote Sensing*, 37, 138-149.

Powell, S.L., Cohen, W.B., Healey, S.P., Kennedy, R.E., Moisen, G.G., Pierce, K.B., Ohmann, J.L. 2010. Quantification of live aboveground forest biomass dynamics with Landsat time-series and field inventory data: A comparison of empirical modeling approaches. *Remote Sensing of Environment*, 114(5), 1053-1068.

Tanase, M., de la Riva, J., Santoro, M., Pérez-Cabello, F., Kasischke, E. 2011. Sensitivity of SAR data to post-fire forest regrowth in mediterranean and boreal forest. *Remote Sensing of Environment* 115, 2075-2085.

Vallejo, V.R., Arianoutsou, M., Moreira, F. 2012. Fire ecology and post-fire restoration approaches in Southern European forest types. In Post-fire management and restoration of southern European forests, pp. 93-119. Ed by Moreira, F., Arianoutsou, M. *et al.* Springer, Dordrecht.

Zhu, Z. 2017. Change detection using Landsat time series: A review of frequencies, preprocessing, algorithms, and applications. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 130, 370-384.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 115-118. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Análisis contextual y temporal de tendencias para el producto FireCCILT10

Otón, G.[(1)], Pereira, J.M.[(2)], Silva, J.M.N.[(2)], Chuvieco, E.[(1)]
[(1)] Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá; Colegios 2, 28801 Alcalá de Henares, España.
gonzalo.oton@uah.es
[(2)] Forest Research Centre, School of Agriculture, University of Lisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisbon, Portugal.

Resumen: Se ha desarrollado un algoritmo para generar un producto global de área quemada (BA) a partir de datos *Land Long-Term Data Record* (LTDR). Este producto, que denominamos FireCCILT10, ha sido desarrollado dentro del proyecto Fire_cci de la Agencia Espacial Europea (ESA). Es el producto con la serie temporal más larga (1982-2017) de los que hay disponibles actualmente, ya que todos ellos comienzan a partir de 2001. Debido a su extensa serie temporal es el primer producto que permite realizar un estudio temporal de tendencias a largo plazo. En este trabajo presentamos un análisis de la tendencia temporal y contextual del producto. En primer lugar, se aplicó Contextual Mall-Kendall (CMK) el cual examina la autocorrelación espacial y analiza la tendencia temporal que presenta el BA. En segundo lugar, se estudiaron las tendencias estacionales dentro de la serie temporal. El *Seasonal trend analysis* (STA) identifica los cambios estacionales entre los diferentes años y la sincronización en el comienzo de cada estación. Los resultados del análisis CMK muestran tendencias temporales significativas de crecimiento y de decrecimiento de BA en distintas regiones del planeta. África presenta tendencias muy marcadas, predominando las tendencias crecientes de BA en el sur y las tendencias decrecientes en el norte. El sur de Sudamérica muestra una mayoría de zonas con disminución de BA. El modelo STA sugiere tendencias dentro de la estación donde se producen los incendios. Los resultados están dispersos, pero se denota cómo el norte de África y el sur de Sudamérica tienen una disminución de BA en las estaciones de incendios, al contrario que el sur de África. El comienzo de la estación de incendios se ve adelantado en África y retrasado en Sudamérica.

Palabras clave: área quemada, AVHRR-LTDR, Multitemporal, Contextual Mann-Kendall.

Contextual and temporal analysis of trends for the FireCCILT10 product

Abstract: *An algorithm has been developed to generate a global burned area (BA) product from the Land Long-Term Data Record (LTDR) data. This product, which we call FireCCILT10, has been developed within the Fire_cci project of the European Space Agency (ESA). It is the product with the longest time series (1982-2017) of those that are currently available, since they all start in 2001. Due to its large time series, it is the first product that allows a temporary study of long-term trends. In this article we present an analysis of the temporal and contextual trend of the product. First, Contextual Mall-Kendall (CMK) was applied, which examines spatial autocorrelation and analyzes the temporal tendency of BA. Second, seasonal trends were studied within time series. Seasonal trend analysis (STA) identifies seasonal changes between different years and timing at the beginning of each season. The results of the CMK analysis show significant temporal trends of increase and decrease of BA in different regions of the planet. Africa presents very marked trends, with increasing trends of BA in the south and decreasing trends in the north. Southern South America shows a majority of areas with a decrease in BA. The STA model suggests trends within the season where fires occur. The results are scattered, but it is shown that North Africa and southern South America have a decrease of BA in fire seasons, unlike in southern Africa. The beginning of the fire season is seen ahead of Africa and is delayed in South America.*

Keywords: *burned area, AVHRR-LTDR, multitemporal, Contextual Mann-Kendall.*

1. INTRODUCCIÓN

El fuego es un fenómeno global con un gran impacto en los ecosistemas y dinámicas vegetales (Bond et al., 2005) y produce un importante porcentaje de las emisiones atmosféricas. El estudio del fuego y del BA es esencial para conocer el impacto que tiene en los biomas afectados y las emisiones a la atmósfera, las cuales modifican su composición (Urbanski et al., 2008; GCOS, 2011; Granier et al., 2011; Ward et al., 2012).

FireCCILT10 (Otón y Chuvieco, 2018) dispone de la mayor base de datos temporal (cuatro décadas) para este tipo de estudios, duplicando el de los productos de área quemada actuales. De esta forma, aumentamos la comprensión de las dinámicas temporales de la ocurrencia del fuego y de sus tendencias.

Los estudios de tendencias temporales se han realizado regionalmente para BA (Silva et al., 2019), temperaturas en zonas de hielo (Ronald Eastman et al., 2009) o vegetación (Neeti y Eastman, 2011; Neeti et al., 2012; Mishra et al., 2015), con poca presencia en estudios globales (Eastman et al., 2013).

El objetivo del estudio es analizar temporal y espacialmente las tendencias de BA globales para la base de datos más extensa hasta el momento.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. FireCCILT10

FirerCCILT10 es un producto global de área quemada (BA) con una extensa serie temporal (1982-2017).

Está basado en el producto *Land Long-Term Data Record* (LTDR) (Pedelty et al., 2007) del sensor *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR 2/3), a bordo de los satélites *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA 7-19). La resolución original de FirerCCILT10 es de 0,05˚ y es ofrecido a los usuarios a 0,25˚. La resolución utilizada en el estudio es a 0,25˚ porque guarda un buen nivel de detalle espacial y permite agregar y tener suficientes datos para el análisis. El producto es ofrecido mensualmente y han sido calculados los datos anuales, excepto el año 1994 que no está presente por falta de datos.

FireCCILT10 está accesible en https://geogra.uah.es/fire_cci/ltdr.php.

2.2. Preprocesado

Los datos fueron sometidos a un pre-procesamiento, con el fin de eliminar anomalías y tendencias temporales asociadas a la respuesta de cada estación. En un primer momento se eliminaron anomalías a los datos mensuales y anuales mediante los métodos de Durbin-Watson (Durbin y Watson, 1950) y *Trend preserving Prewhitening* (Wang y Swail, 2001). Después se eliminaron las tendencias estacionales a los datos mensuales.

2.3. Mann-Kendall Contextual

Se realizó el análisis temporal de los resultados anuales de Área Quemada (BA). Se tomó una orientación estadística con Mann-Kendall Contextual o Contextual Mann-Kendall (CMK, Neeti y Eastman, 2011), el cual es una derivación del estadístico no paramétrico Mann-Kendall (MK), robusto contra los valores atípicos. El estadístico CMK examina la autocorrelación espacial, es decir, un píxel debe tener tendencias parecidas a las de sus píxeles vecinos (3×3). De esta manera, CMK estudia las tendencias que ha sufrido en BA a través de la serie temporal con un contexto geográfico.

2.4. Análisis de tendencias estacionales

Las tendencias estacionales fueron estudiadas dentro de la serie temporal con los datos mensuales. El análisis de tendencias estacionales o *Seasonal Trend Analysis* (STA, Ronald Eastman et al., 2009) es un método que analiza las tendencias estacionales en series de tiempo, en el que identifica cambios estacionales y de sincronización entre los distintos años. El método STA se descompone en tres pasos (Neeti et al., 2012): en el primer paso se obtiene la división entre tendencias temporales anuales y estacionales mediante una regresión armónica; el segundo paso realiza el cálculo de las tendencias a partir de las medias de las pendientes de Theil-Sen; y el tercer paso considera la información contextual con el estadístico CMK.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del análisis CMK denotan tendencias de crecimiento y de decrecimiento según la región del planeta (Giglio et al., 2013) (Figura 1). En África se aprecian los resultados más representativos con tendencias muy marcadas. La tendencia predominante en la zona sur es la tendencia creciente de BA y en la región norte una decreciente del BA, lo cual demuestra un aumento y una caída de BA en la serie temporal respectivamente. En el sur de Sudamérica hay una mayoría de zonas con disminución de BA, aunque también hay representación de zonas con tendencias crecientes. Las regiones restantes del planeta, a pesar de tener tendencias temporales de BA, no son tan representativas.

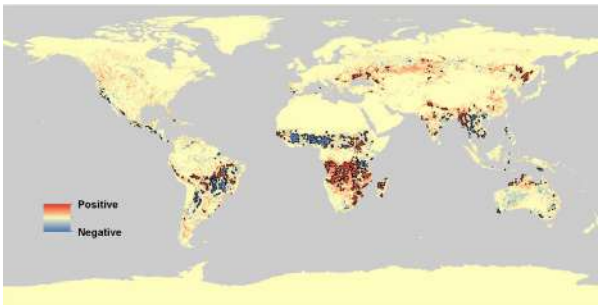


***Figura 1**. Representación espacial de las tendencias de crecimiento (Positive) y decrecimiento (Negative) de BA en la serie temporal.*

Los resultados del modelo STA presentan cómo está ligada la tendencia de los incendios con la estacionalidad de los mismos. Es decir, de manera lógica donde la tendencia aumenta, así lo hace el BA en su estación (Figura 2) y viceversa. También encontramos que el comienzo de los incendios (Figura 3) está relacionado con la tendencia del BA. Los lugares donde aumenta el BA, el comienzo de los incendios se adelanta, y donde el BA disminuye, se atrasa la aparición del fuego. Los resultados muestran regionalmente que el norte de África y el sur de Sudamérica tienen una disminución de BA en las estaciones de incendios, al revés que el sur de África. África ve adelantado el comienzo de la estación de incendios y Sudamérica lo ve disminuido.

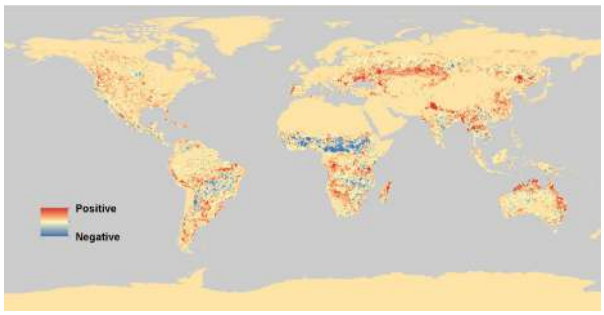


***Figura 2**. Tendencia estacional de aumento (Positive) y disminución (Negative) de BA.*

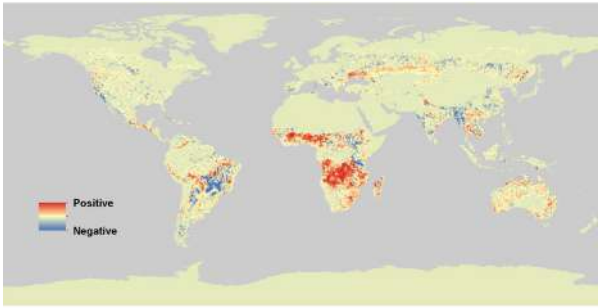


***Figura 3**. Sincronización en el comienzo de la estación de incendios: adelanto (Positive) o atraso (Negative).*

4. CONCLUSIONES

El estudio generado es pionero en trabajar a escala global con BA, ya que los estudios que se han realizado en su mayoría han sido a escala regional y sin apenas presencia de BA.

Las técnicas y análisis muestran tendencias significativas en un contexto geográfico. Se aprecia como el sur de África incrementa el BA con un leve aumento en su estación y un significativo adelanto en el comienzo de la estación de incendios. El norte de África disminuye el BA con una disminución también en la estación de incendios y un adelanto de la misma. El sur de Sudamérica muestra una disminución de BA anual y estacional, y un retraso en el comienzo de la estación.

5. BIBLIOGRAFÍA

Bond, W.J., Woodward, F.I., Midgley, G.F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. New Phytologist, 165(2), 525-537.

Durbin, J., Watson, G.S. 1950. Testing for serial correlation in least squares regression: I. Biometrika, 37(3/4), 409-428.

Eastman, J., Sangermano, F., Machado, E., Rogan, J. Anyamba, A. 2013. Global Trends in Seasonality of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), 1982–2011. Remote Sensing, 5(10), 4799-4818.

Gcos 2011. Systematic observation requirements for satellite-based products for climate, 2011 update. Geneva, Switzerland, World Meteorological Organization.

Giglio, L., Randerson, J.T. Werf, G.R. 2013. Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth generation global fire emissions database (GFED4). Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 118(1), 317-328.

Granier, C., Bessagnet, B., Bond, T., D'angiola, A., Van Der Gon, H.D., Frost, G.J., Heil, A., Kaiser, J.W., Kinne, S., Klimont, Z. 2011. Evolution of anthropogenic and biomass burning emissions of air pollutants at global and regional scales during the 1980–2010 period. Climatic Change, 109(1-2), 163-190.

Mishra, N.B., Crews, K.A., Neeti, N., Meyer, T., Young, K.R. 2015. MODIS derived vegetation greenness trends in African Savanna: Deconstructing and localizing the role of changing moisture availability, fire regime and anthropogenic impact. Remote Sensing of Environment, 169, 192-204.

Neeti, N., Eastman, J. R. 2011. A Contextual Mann-Kendall Approach for the Assessment of Trend Significance in Image Time Series. Transactions in GIS, 15(5), 599-611.

Neeti, N., Rogan, J., Christman, Z., Eastman, J.R., Millones, M., Schneider, L., Nickl, E., Schmook, B., Turner, B.L., Ghimire, B. 2012. Mapping seasonal trends in vegetation using AVHRR-NDVI time series in the Yucatán Peninsula, Mexico. Remote Sensing Letters, 3(5), 433-442.

Otón, G., Chuvieco, E. 2018. ESA CCI ECV Fire Disturbance: O2.D2 Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD) for AVHRR LTDR data, version 1.0. Available from: http://www.esa-fire-cci.org/documents.

Pedelty, J., Devadiga, S., Masuoka, E., Brown, M., Pinzon, J., Tucker, C., Vermote, E., Prince, S., Nagol, J., Justice, C., Roy, D., Ju, J., Schaaf, C., Liu, J., Privette, J., Pinheiro, A. 2007. Generating a long-term land data record from the AVHRR and MODIS instruments. Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2007. IGARSS 2007. IEEE International, IEEE.

Ronald Eastman, J., Sangermano, F., Ghimire, B., Zhu, H., Chen, H., Neeti, N., Cai, Y., Machado, E.A., Crema, S. C. 2009. Seasonal trend analysis of image time series. International Journal of Remote Sensing, 30(10), 2721-2726.

Silva, J.M., Moreno, M.V., Le Page, Y., Oom, D., Bistinas, I., Pereira, J.M.C. 2019. Spatiotemporal trends of area burnt in the Iberian Peninsula, 1975–2013. Regional Environmental Change, 19(2), 515-527.

Urbanski, S.P., Hao, W.M., Baker, S. 2008. Chemical composition of wildland fire emissions. Developments in Environmental Science, 8, 79-107.

Wang, X.L., Swail, V.R. 2001. Changes of extreme wave heights in Northern Hemisphere oceans and related atmospheric circulation regimes. Journal of Climate, 14(10), 2204-2221.

Ward, D., Kloster, S., Mahowald, N., Rogers, B., Randerson, J., Hess, P. 2012. The changing radiative forcing of fires: global model estimates for past, present and future. Atmospheric Chemistry and Physics, 12(22).

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 119-122. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Impacto de la resolución espacial en la detección global de áreas quemadas: comparación de productos de media y baja resolución en África

Chuvieco, E.[(1)], Pettinari, M.L.[(1)], Lizundia-Loiola, J.[(1)], Ramo, R.[(1)], Bastarrika, A.[(2)], Roteta, E.[(2)]
[(1)] Grupo de investigación en Teledetección Ambiental, Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá, Colegios 2, 28801 Madrid, España. emilio.chuvieco@uah.es
[(2)] Universidad del País Vasco, Vitoria, España.

Resumen: Los incendios de bosques, pastos y cultivos tienen efectos globales de gran importancia, tanto en la atmósfera como en los ecosistemas terrestres, afectando a la emisión de gases de efecto invernadero y aerosoles, así como a la cobertura del suelo y al balance de radiación terrestre. En los últimos años se han generado varios productos globales de área quemada, pero se mantienen incertidumbres en la estimación de las superficies afectadas, sobre todo en lo que afecta a los incendios pequeños y de menor intensidad. En esta comunicación comparamos los resultados de la cartografía de área quemada con dos sensores de resolución espacial muy variada: Terra-MODIS, a 250 m y 500 m, y Sentinel-2 MSI a 20 m sobre el África sub-sahariana en 2016, que es la zona del mundo con mayor ocurrencia de quema de biomasa. En el producto a 20 m de resolución se observa un incremento muy significativo del área quemada como consecuencia de los incendios de menor tamaño. En el conjunto del área observada, se detecta un incremento superior al 80% del producto generado con MSI frente a las estimaciones realizadas con MODIS, lo que confirma las incertidumbres que todavía existen respecto a la superficie quemada a escala global y las emisiones a las que dan lugar.

Palabras clave: incendios, quema de biomasa, área quemada, MODIS, Sentinel-2.

Implications of spatial resolution in global detection of burned areas: comparison of medium and coarse resolution products in Africa

Abstract: *Biomass burning (including forest, grassland, peatland and agricultural fires) have important impacts on global terrestrial and atmospheric systems, affecting land cover, surface albedo, and the atmospheric concentration of greenhouse gases and aerosols. Several products have been generated in the last years to estimate total burned area, but uncertainties remain, particularly those associated to small and low intensity fires. This paper compares burned area products obtained at two different spatial resolutions: two obtained from Terra-MODIS data at 250 and 500 m and one obtained from Sentinel-2 MSI data at 20 m. All were produced for sub-Saharan Africa in 2016, which is the most burned region in the world. The burned area product based on the MSI sensor includes a significant increase in the estimated burned area compared to the coarser resolution products, because of its greater sensitivity to small fires. Considering the whole continent, the MSI burned area product includes 80% more burned area than the MODIS based products, which confirms the great uncertainties of the existing global burned area datasets and their associated greenhouse emissions.*

Keywords: *fires, biomass burning, burned area, MODIS, Sentinel-2.*

1. INTRODUCCIÓN

Las estimaciones actuales muestran que unos 3,5 a 4 Mkm^2 se queman cada año (Chuvieco *et al.*, 2019). El fuego afecta principalmente a los bosques tropicales y las sabanas en África, Brasil e Indonesia, los bosques templados y pastizales en EEUU, Sudamérica y Eurasia, y los bosques boreales en Siberia y Norteamérica. Los efectos del fuego incluyen impactos en la composición atmosférica, balance de carbono y dinámica de la vegetación.

Aun cuando la comprensión actual de la interacción entre el clima y los incendios es limitada, hay una evidencia creciente de su mutuo impacto (Hantson *et al.*, 2015). El clima tiene una fuerte influencia en todos los aspectos de los regímenes de incendio. Está relacionado con la estacionalidad de la temperatura y la humedad, así como en los vientos que ayudan a propagar las llamas. El clima también influye en la naturaleza y disponibilidad de los combustibles, a través de su influencia en la productividad y tipo de vegetación. Por otro lado, los incendios también afectan al clima. Las emisiones de gases de efecto invernadero y aerosoles, como así también los cambios en el albedo (de vegetación a suelo) afectan el balance radiativo, aunque sus impactos todavía no están bien estudiados. La relevancia de los incendios en el sistema terrestre global ha determinado el desarrollo de módulos específicos sobre incendios en los Modelos Globales de Dinámica de la Vegetación (DGVM) (Hantson *et al.*, 2016).

Los impactos globales del fuego justifican el creciente interés de desarrollar productos globales de área quemada. Esta fue la razón para seleccionar a las alteraciones debidas al fuego como una de las Variables Climáticas Esenciales (ECV en inglés) definidas por el *Global Climate Observing System* (GCOS). Estas ECVs pretenden contar con un archivo sistemático y de larga duración de observaciones que sean relevantes para el modelado climático (GCOS, 2016). La Agencia Espacial Europea (ESA) ha respondido a esta petición creando la Iniciativa para el Cambio Climático (CCI, *Climate Change Initiative*) en 2010. El Programa ESA CCI actualmente incluye 23 variables que cubren ECVs atmosféricas, oceánicas y terrestres, y que son

derivadas sistemáticamente a partir de sensores satelitales vigentes y pasados (http://cci.esa.int/). En el marco de este programa se ha desarrollado el proyecto *Fire Disturbance* (Fire_cci), orientado a la generación de productos globales de área quemada (a partir de datos MERIS, MODIS y AVHRR), si bien también ha desarrollado productos regionales (a partir de imágenes de Sentinel-1 y 2). Este artículo presenta la comparación entre varios de estos productos, analizando su impacto en la estimación global de zonas afectadas por el fuego.

2. MÉTODOS

Presentamos a continuación cómo se generaron los dos productos de área quemada incluidos en este análisis. La comparación entre ellos se realizó mediante tabulaciones cruzadas y análisis temporales.

2.1. Producto FireCCI51

Corresponde a la segunda versión de un producto de área quemada global generado a partir de los canales de mayor resolución espacial (250 m aprox.) del sensor MODIS. La primera versión de este producto, denominada FireCCI50 se procesó a principios de 2018 (Chuvieco *et al.*, 2018), observándose algunos errores de omisión y efectos de borde debidos al establecimiento de umbrales regionales basados en las escenas estándar de MODIS. Esta nueva versión 5.1 mantiene la estructura híbrida (puntos de calor y reflectividades) y en dos fases (semillado y crecimiento) de la versión anterior, pero mejora el establecimiento de umbrales regionales y elimina algunos errores en el crecimiento de manchas de baja reflectividad próximas a puntos de calor (Lizundia-Loiola *et al.*, 2019). La validación preliminar de este producto para un conjunto de 12 años de la serie temporal completa (2001-2017) se realizó a partir de una muestra de 1200 pares de imágenes Landsat separados entre 8 y 16 días y elegidos mediante muestreo aleatorio estratificado. Los errores promedio de omisión y comisión fueron de 67,1% y 54,4%, respectivamente. Sin embargo, parte de estos errores se debe al fechado de los píxeles quemados, por lo que mejoró sustancialmente cuando se comparó con periodos de validación más largos, en una segunda muestra realizada en África con una separación promedio entre imágenes de 4 meses. En ese caso los errores de omisión se redujeron al 54,5% y los de comisión al 25,7%. La figura 1 recoge la superficie quemada anual promedio de este producto.

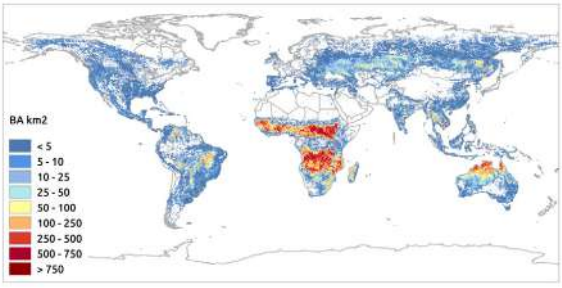


***Figura 1**. Distribución geográfica del área quemada promedio en el producto FireCCI51 durante el período 2001-2017 (Lizundia-Loiola et al., 2019).*

2.2. Producto FireCCISFD11

En este caso, el producto se generó a partir de imágenes del sensor MSI del satélite europeo Sentinel-2A. La zona de análisis se redujo al África subsahariana en un año de ocurrencia (2016). África es el área del mundo con mayor impacto de la quema de biomasa, según indican varios productos globales (Chuvieco *et al.*, 2019). Aun así, el volumen de datos procesados fue muy exigente, alcanzando el análisis de 130Tb de datos.

El algoritmo de área quemada del producto FireCCISFD11 se basó también en un criterio híbrido y de dos fases, generándose las estadísticas de área quemada a partir de la observación de los puntos de calor del sensor MODIS (Roteta *et al.*, 2019). El producto se validó con una muestra aleatoria estratificada de imágenes Landsat que cubrían el mismo año, en periodos largos de 4 a 6 meses, procesándose todas las imágenes adquiridas en ese periodo y acumulándose posteriormente. La fiabilidad del producto Sentinel-2 fue mucho más alta que la de cualquier producto global, con valores de omisión y comisión del 26,5 y 19,3%, respectivamente. La figura 2 muestra la proporción de área quemada en celdas de 0,05 grados para el año 2016.

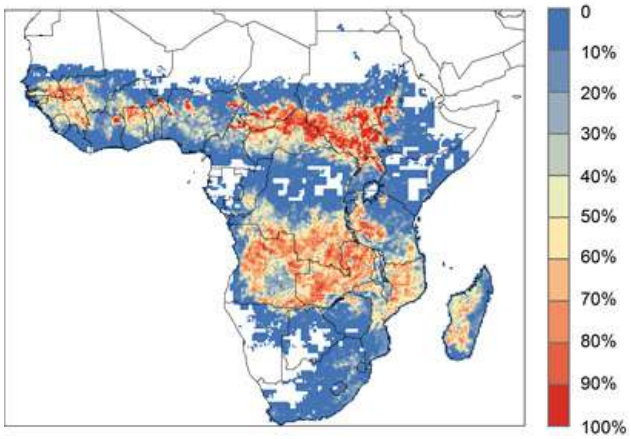


***Figura 2**. Proporción de área quemada en el producto FireCCISFD11en 2016 (Roteta et al., 2019).*

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN: COMPARACIÓN ENTRE PRODUCTOS

La tabla 1 incluye la comparación entre el producto de área quemada basado en Sentinel-2 y el producido por NASA a partir de datos MODIS (denominado MCD64A1), que cuenta con una resolución espacial de 500 m, y resulta actualmente el más utilizado en los modelos climáticos y atmosféricos.

Como puede observarse, el producto basado en datos Sentinel-2 es mucho más sensible a los incendios de pequeño tamaño (< 100 ha), que apenas se incluyen en el producto global.

En el conjunto del África sub-sahariana, los productos globales de área quemada estiman el área afectada en menos de 2,8 Mkm^2, mientras el producto basado en datos Sentinel-2 incluye un área quemada cercana a los 5 Mkm^2. Esto supone un 80% más de área quemada que el producto estándar de NASA.

La mayor parte de esta nueva superficie corresponde a los incendios menores a 100 ha, para los cuales el

Sentinel-2 recoge 12,2 veces más área quemada que el producto NASA.

***Tabla 1**.Comparación entre productos de área quemada para África en 2016.*

Producto	<100 ha	>100 ha	Total
FireCCISFD11 (km^2)	2,024,070	2,871 045	4 895 115
MCD64A1 (km^2)	152 676	2 563 480	2 716 157
% Incremento	1225,73	12,00	80,22

Esta comparación evidencia la necesidad de mejorar nuestro conocimiento global del fenómeno del fuego, ampliando la cartografía existente con sensores de resolución media, particularmente en zonas tropicales, donde es esperable que los incendios de pequeño tamaño sean más frecuentes, al ser principalmente causados por la gestión de sabanas y pastizales.

Extender este análisis al conjunto del planeta permitiría mejorar nuestro conocimiento de los impactos del fuego a escala global, tanto en lo que afecta a las emisiones de gases de efecto invernadero como a la dinámica del uso del suelo, principalmente a la transformación de bosques tropicales.

Obviamente, generar estos productos supone un enorme volumen de proceso para cubrir el conjunto del planeta. Además, tienen el problema añadido de la resolución temporal, que complicará la detección de áreas quemadas en las zonas con una cobertura más persistente de nubes. El análisis conjunto de las imágenes Sentinel-2 MSI, operando actualmente con dos satélites, y del Landsat-8 puede mitigar los problemas asociados a la baja resolución temporal, al coste de aumentar extraordinariamente el volumen de proceso necesario para cubrir todo el planeta

4. CONCLUSIONES

La comparación entre productos de área quemada generados por sensores de baja y media resolución evidencia las limitaciones que ahora tenemos para conocer el impacto global de las quemas agrícolas y forestales. Para el continente más afectado por fuegos, la diferencia entre los dos productos es muy alta (80%), confirmando los altos errores de omisión que se habían detectado previamente en los productos basados en el sensor MODIS.

5. REFERENCIAS

Chuvieco, E., et al. 2018. Generation and analysis of a new global burned area product based on MODIS 250 m reflectance bands and thermal anomalies. Earth Systems Science Data, Vol. 10:2015-2031.

Chuvieco, E., et al. 2019. Historical background and current developments for mapping burned area from satellite Earth observation. Remote Sensing of Environment, Vol. 225:45-64.

GCOS 2016. The Global Observing System for Climate: Implementation Needs. GCOS-200. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.

Hantson, S., et al. 2015. Global fire size distribution is driven by human impact and climate. Global Ecology and Biogeography, Vol. 24:77-86.

Hantson, S., et al. 2016. The status and challenge of global fire modelling. Biogeosciences, Vol. 13:3359-3375.

Lizundia-Loiola, J., et al. 2019. Development of a Spatial Cluster Algorithm for Global Detection of Burned Area At 250 m Resolution Using MODIS Near Infrared Reflectance and Active Fires. Remote Sensing of Environment, Vol. (en revisión).

Roteta, E., et al. 2019. Development of a Sentinel-2 burned area algorithm: generation of a small fire database for northern hemisphere tropical Africa Remote Sensing of Environment, Vol. 222:1-17.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 123-126. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Evaluación de productos de área quemada derivados del sensor MODIS en la región boreal de Alaska

Moreno-Ruiz, J.A.[(1)], García-Lázaro, J.R.[(1)], Arbelo, M.[(2)], Riaño, D.[(3)], Barón-Martínez. J.[(1)]
[(1)] Departamento de Informática, Universidad of Almería, 04120 Almería, España. jamoreno@ual.es
[(2)] Departamento de Física, Universidad de La Laguna, 38200 San Cristóbal de La Laguna, España.
[(3)] Instituto de Economía, Geografía y Demografía (IEGD), Centro de Ciencias Humanas y Sociales (CCHS), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Albasanz 26-28, 28037 Madrid, España.

Resumen: En este estudio se evalúa la exactitud de los principales productos de área quemada a escala global, derivados de imágenes diarias del sensor *Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) a bordo de los satélites Terra y Aqua para la región boreal de Alaska: *Fire Climate Change Initiative* (Fire_CCI) 5.1 de la Agencia Espacial Europea (ESA) y desarrollado por la Universidad de Alcalá de Henares y el producto oficial de MODIS MCD64A1 C6 (MODIS *Direct Broadcast Monthly Burned Area Product Collection* 6) desarrollado por la Universidad de Maryland. Se consideraron también las versiones anteriores de ambos productos (Fire_CCI 4.1 y MCD45A1) para estimar el impacto en el rendimiento y mejoras aportadas por las versiones recientes. Como datos de referencia se utilizaron todos los polígonos de área quemada registrados por el Servicio de Fuegos de Alaska (AFS) en el periodo 2000-2017. En términos globales, las versiones recientes duplican la estimación anual de área quemada en la región de Alaska respecto de sus versiones previas (66% para v.5.1 de Fire_CCI frente a 35% para v4.1, y 63% para MCD64A1 C6 frente a 28% para C5), reduciendo casi a la mitad el error de omisión (39%/67% para Fire_CCI y 48%/74% para MCD) aumentando ligeramente el error de comisión (7,5%/7% para Fire_CCI y 18%/7% para MCD). El producto Fire_CCI (ec=7,5%, eo=39%) presenta mejores resultados en términos de exactitud posicional con respecto a MCD64A1 (ec=18%, eo=48%), lo cual está en consonancia con su mejor resolución espacial (250 m *vs.* 500 m).

Palabras clave: área quemada, MODIS, MCD45A1, MCD64A1, Fire_CCI.

MODIS burned area products assessment in the Alaskan boreal region

Abstract: *This study evaluates the accuracy of the main burned area products on a global scale, derived from daily images of the Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensor on board the Terra and Aqua satellites for the boreal region of Alaska: Fire Climate Change Initiative (Fire_CCI 5.1) from the European Space Agency (ESA) and developed by the University of Alcalá de Henares and the official MODIS product MCD64A1 C6 (MODIS Direct Broadcast Monthly Burned Area Product Collection 6) developed by the University of Maryland. Previous versions of both products (Fire_CCI 4.1 and MCD45A1) were also considered to estimate the impact on performance and improvements brought by recent versions. All burned area polygons recorded by the Alaska Fire Service (AFS) in the period 2000-2017 were used as reference data. Overall, recent versions double the annual estimate of burned area in the Alaska region from previous versions (66% for v.5.1 Fire_CCI vs. 35% for v4.1, and 63% for MCD64A1 C6 vs. 28% for C5), reducing the omission error by almost half (39%/67% for Fire_CCI and 48%/74% for MCD) and slightly increasing the commission error (7,5%/7% for Fire_CCI and 18%/7% for MCD). The Fire_CCI product (ce=7,5%, oe=39%) presents better results in terms of positional accuracy with respect to MCD64A1 (ce=18%, oe=48%), which is in line with its better spatial resolution (250 m vs. 500 m).*

Keywords: *burned area, MODIS, MCD45A1, MCD64A1, Fire_CCI.*

1. INTRODUCCIÓN

El área quemada es considerada una variable climática esencial (VCE) por su impacto en la química atmosférica, en el balance del carbono y en los cambios en la cubierta vegetal (Chuvieco et al., 2019). La detección del área quemada a escala global requiere el procesamiento de imágenes procedentes de sensores a bordo de satélites de órbita polar, dada su amplia cobertura y la alta frecuencia de observación. Desde la década de los 70 del siglo pasado hasta la actualidad, múltiples plataformas y sensores han estado capturando información radiométrica de la superficie terrestre, a partir de la cual se han generado múltiples mapas de cartografía de área quemada, tanto a escala local, regional como global (Moreno et al., 2019). En la actualidad, los dos principales productos globales de área quemada, Fire_CCI desarrollado por la Agencia Espacial Europea (ESA) y liderado por la Universidad de Alcalá de Henares (Chuvieco et al., 2018), y MCD64A1 desarrollado por la Universidad de Maryland (Giglio et al., 2018), están basados en imágenes diarias procedentes del sensor MODIS, a bordo de los satélites Terra y Aqua de la NASA. El sensor MODIS está operativo desde el año 2000. Dispone de 36 bandas espectrales desde 0,45 µm hasta 14,385 µm, una resolución radiométrica de 12 bits y resoluciones espaciales de 250 m, 500 m y 1 km. Fire_CCI y MCD64A1 utilizan métodos de detección de área quemada basados en las bandas reflectivas en combinación con mapas de anomalías térmicas del producto de

fuegos activos (*hotspots*) de MODIS (Giglio et al., 2016). Cuantificar la exactitud de estos dos productos resulta fundamental para informar a los usuarios finales de la calidad de los datos (Chuvieco et al., 2019). En este trabajo, se presentan los principales resultados de un estudio detallado de la evaluación de la exactitud de ambos conjuntos de datos, restringido a la región boreal de Alaska. También se han incluido en este trabajo las versiones previas de ambos productos para analizar el impacto de los cambios aportados por las nuevas versiones.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Región de estudio

El área de estudio se sitúa en la región boreal de Alaska (Figura 1). El bosque boreal ocupa más del 60% de la superficie terrestre de Alaska y aproximadamente 43 millones de hectáreas están cubiertas de bosques. Las especies de árboles predominantes son las coníferas, principalmente los abetos negro y blanco, aunque también son frecuentes en las laderas más soleadas orientadas al sur álamos y abedules. El resto está cubierto de arbustos, praderas y pantanos.

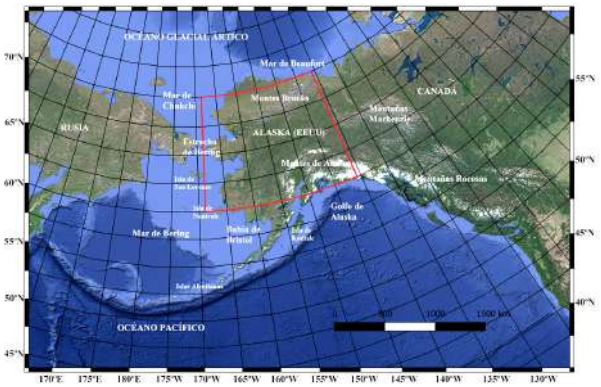


***Figura 1**. La región de estudio comprende todo el bosque boreal de Alaska (70°N-60°N, 168,5°W-141°W).*

2.2. Datos de referencia

El Servicio de Fuegos de Alaska (AFS) dispone de una base de datos muy completa y precisa que incluye los polígonos de las áreas quemadas que fueron usados como datos de referencia (verdad del terreno) para la evaluación de la exactitud de los productos de área quemada derivados de las imágenes MODIS. AFS ha registrado 3597 fuegos desde 1940 hasta 2017 incluido (https://afsmaps.blm.gov/imf/imf.jsp?site=firehistory). El área quemada total en dicho periodo supera los 27 millones de hectáreas, con una media anual de 0,35 millones de hectáreas, pero con fuertes fluctuaciones interanuales. Todos los perímetros de los fuegos ocurridos en la era MODIS (2000-2017) fueron descargados de AFS y las capas vectoriales anuales se proyectaron en un mapa de tamaño de pixel de 50×50 m con proyección cónica equiárea de Albers para construir los mapas de referencia.

2.3. Productos de área quemada analizados

Se construyeron cuatro series temporales a partir de los productos derivados del sensor MODIS: Fire_CCI y MCD64A1. Se consideraron las últimas versiones de ambos productos, así como las versiones anteriores de los mismos (Tabla 1).

Los respectivos compuestos mensuales de los cuatro productos fueron descargados y recortados para la región de estudio (Alaska). Al igual que se hizo con los mapas de referencia, todos los mapas fueron re-proyectados a cónica equiárea de Albers, redimensionados a un tamaño de píxel de 50×50 m y combinados finalmente en una base anual. La figura 2 muestra los mapas anuales de los diferentes productos analizados para el año 2009.

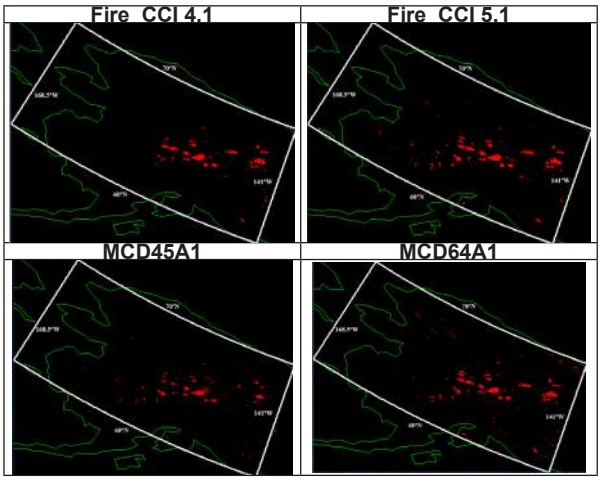


***Figura 2**. Mapas anuales de área quemada para la región de Alaska en el año 2009. Rojo: píxeles quemados, blanco: región de estudio, verde: fronteras políticas y líneas de costa.*

2.4. Evaluación de la exactitud

Para la evaluación de la exactitud temporal de cada producto de área quemada, se estimó la distribución anual de área quemada y se calculó el porcentaje de la misma con respecto a los datos de referencia AFS. Se realizó un análisis de correlación de cada serie temporal con los datos de referencia para el periodo de tiempo donde cada serie estaba disponible. A continuación, se realizó un análisis de

***Tabla 1**. Productos de área quemada.*

Producto	Fire_CCI v. 4.1	Fire_CCI v. 5.1	MCD45A1 5.1	MCD64A1 C6
Periodo temporal	2007-2011	2000-presente	2000-2016	2000-presente
Sensor	Meris	Terra-MODIS	Terra-MODIS y Aqua-MODIS	Terra-MODIS y Aqua-MODIS
Método	Reflectanc.+ *hotspots*	Reflectanc.+ hotspots	Reflectanc.	Reflectanc.+ hotspots
Resolución espacial	300 m	250 m	500 m	500 m
Algoritmo	(Alonso y Chuvieco, 2015)	(Chuvieco et al., 2018)	(Roy et al., 2005) (Roy et al., 2008)	(Giglio et al., 2018)

la exactitud espacial de cada producto de área quemada basado en las matrices de error frente a los mapas de referencia a nivel de píxel (Stehman, 1997). Se calcularon los correspondientes errores de comisión y omisión para cada año de la serie temporal, así como los valores promedio para el periodo de disponibilidad de cada producto de área quemada.

3. RESULTADOS

3.1. Exactitud temporal

La tabla 2 muestra las estimaciones anuales de área quemada (%) de los cuatro productos de área quemada analizados en relación con los datos de referencia AFS.

***Tabla 2**. Estimación de área quemada (%) de los productos de área quemada con respecto de los datos de referencia AFS.*

Año	AFS (ha)	Fire_CCI 4.1 (%)	Fire_CCI 5.1 (%)	MCD 45A1 (%)	MCD 64A1 (%)
2000	304631,50			6,79	0,00
2001	88658,25		1,23	0,40	6,64
2002	856081,50		66,06	12,30	66,44
2003	241061,25		75,92	49,76	83,36
2004	2712368,00		71,02	31,88	74,73
2005	1896684,75	22,23	58,17	30,40	77,11
2006	108509,00	52,42	45,83	28,18	29,60
2007	263894,00	41,26	82,46	21,12	76,64
2008	39164,50	54,20	79,43	23,74	67,49
2009	1198139,50	58,17	80,36	29,78	56,17
2010	464394,00	22,22	61,34	30,19	38,51
2011	122486,75	3,91	59,29	11,85	12,71
2012	111290,25		58,97	27,14	88,14
2013	532279,00		63,72	44,37	47,23
2014	117193,00		69,59	48,26	51,04
2015	2073041,25		61,02	24,38	61,69
2016	201944,75		58,92	30,75	55,52
2017	292026,50		65,17		52,91
Total	11623847,75	34,53	65,89	28,11	63,22

Todos los productos infraestiman el área quemada en porcentajes que van desde el 34% (Fire_CCI 5.1) hasta un 72% (MCD45A1). Fire_CCI 5.1 presenta los mejores resultados globales (65,89%) que casi duplican los de la versión 4.1 (34,53%). Análogamente, el producto MCD64A1 muestra estimaciones en el mismo orden que Fire_CCI 5.1 aunque ligeramente inferiores (63,22%), mejorando en más del doble a los del producto precedente MCD45A1 (28,11%). Frente a estos valores promedio, es de destacar la alta variabilidad en los valores anuales para todos los productos. Los años 2000 y 2001, inicio de la era MODIS, presentan los peores resultados, tanto para Fire_CCI como para MCD64A1. De la información de la tabla 2 se extrae que MCD64A1 mejora las estimaciones de área quemada de Fire_CCI en varios años, pese a tener una resolución espacial más baja (500 m *vs.* 250 m), incluso en los años con mayor superficie quemada, que son los que más contribuyen a los valores promedio (2004, 2005 y 2015), pero tiene un rendimiento relativo muy bajo en otros años (2009, 2010 y 2011).

En la figura 3 se ha representado gráficamente la distribución temporal de área quemada de los diferentes productos, así como los datos de referencia. Todos los productos se ajustan al patrón temporal de los datos de referencia AFS, con coeficientes de correlación respectivos de 0,991 (Fire_CCI 5.1), 0,987 (MCD64A1), 0,973 (MCD45A1) y 0,817 (Fire_CCI 4.1).

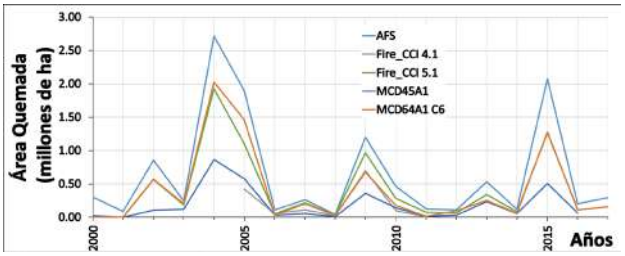


***Figura 3**. Distribución temporal de la estimación anual de área quemada de los productos analizados y de los datos de referencia.*

3.2. Exactitud espacial

En la tabla 3 se presentan los resultados de las principales métricas derivadas de la matriz de error (errores de comisión y omisión) para cada año y para cada producto considerado, junto con el promedio de todos los años. Un análisis global muestra que las versiones antiguas de los dos productos considerados tienen los errores de comisión más bajos (5,9% y 6,6%) pero los errores de omisión son muy altos (67,5% y 73,7%). Las nuevas versiones han reducido apreciablemente los errores de omisión (39,0% y 48,0%) mejorando sensiblemente la detección de área quemada, aun a costa de empeorar ligeramente los errores de comisión (7,5% y 17,8%). Este menor desequilibrio entre los errores de omisión y comisión se traduce en una mejor estimación del área quemada. La nueva versión de Fire_CCI presenta menores errores de comisión y omisión

***Tabla 3**. Errores de Comisión (EC) y Omisión (EO) de los productos de área quemada analizados.*

	Fire_CCI 4		FIRE_CCI 5.1		MCD45A1		MCD64A1	
Año	EC	EO	EC	EO	EC	EO	EC	EO
2000					0,037	0,935	0,000	1,000
2001			0,303	0,991	1,000	1,000	1,000	1,000
2002			0,095	0,402	0,071	0,886	0,166	0,446
2003			0,093	0,311	0,113	0,558	0,386	0,488
2004			0,064	0,335	0,053	0,698	0,174	0,383
2005	0,056	0,790	0,089	0,470	0,069	0,717	0,151	0,345
2006	0,097	0,527	0,147	0,609	0,232	0,784	0,424	0,830
2007	0,188	0,665	0,155	0,303	0,107	0,811	0,316	0,476
2008	0,124	0,525	0,292	0,438	0,234	0,818	0,573	0,712
2009	0,034	0,438	0,062	0,247	0,075	0,725	0,094	0,491
2010	0,077	0,795	0,110	0,454	0,125	0,736	0,214	0,697
2011	0,079	0,964	0,230	0,543	0,116	0,895	0,221	0,901
2012			0,118	0,480	0,113	0,759	0,516	0,574
2013			0,055	0,398	0,049	0,578	0,219	0,631
2014			0,065	0,350	0,065	0,549	0,238	0,611
2015			0,041	0,415	0,038	0,766	0,155	0,478
2016			0,101	0,470	0,055	0,709	0,203	0,558
2017			0,073	0,396			0,111	0,529
Total	0,059	0,675	0,075	0,390	0,066	0,737	0,178	0,480

que el producto MCD64A1 y por tanto una mayor exactitud posicional. Análogamente a las estimaciones de área quemada, también observamos una alta variabilidad anual en ambos tipos de errores respecto de los valores promedio: para el producto Fire_CCI el error de comisión anual fluctúa en el intervalo [4,1%-30,3%] y el de omisión en [24,7%-99,1%] y para MCD64A1 el de comisión en [0%-57,3%] y el de omisión en [34,5%-100%].

4. CONCLUSIONES

Se ha realizado un estudio independiente de evaluación de la exactitud espacio-temporal de las últimas versiones de los dos principales productos de área quemada a escala global derivados de imágenes de satélite del sensor MODIS, así como de las versiones precedentes, restringido a la región boreal de Alaska. Se han utilizado como datos de referencia todos los polígonos de las áreas quemadas registradas por AFS en el periodo de estudio, y se ha realizado un análisis detallado a nivel de píxel de 50×50 m de la exactitud de cada producto de área quemada. Fire_CCI 5.1 y MCD64A1 C6 presentan mejoras significativas con respecto a sus versiones precedentes en términos de estimación de área quemada. Mejoras que se han logrado disminuyendo el desequilibrio entre los errores de omisión y de omisión, especialmente reduciendo fuertemente los errores de omisión aun a costa de empeorar los errores de comisión. Ambos productos presentan actualmente porcentajes de estimación de área quemada similares, pero la exactitud posicional de Fire_CCI es mejor que la de MCD64A1, lo cual está en consonancia con su mejor resolución espacial (250 m *vs*. 500 m). Los resultados de este trabajo, se podrían extrapolar a otras regiones boreales en las cuales no se dispone de un conjunto de datos de referencia tan preciso como el disponible en las regiones boreales de Norte América.

5. FINANCIACIÓN

Esta investigación fue financiada por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, la Agencia Estatal de Investigación y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del proyecto RTI2018-099171-B-I00. Las Universidades de La Laguna y de Almería financiaron en parte este trabajo a través de los proyectos puente 2018/0001440 y 2019/006, en las convocatorias de 2018 y 2019, respectivamente.

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren expresar su agradecimiento a la Iniciativa para el Cambio Climático de la Agencia Espacial Europea, al proyecto Fire_CCI, a la NASA, a la Universidad de Maryland y a AFS, por el procesamiento y libre distribución de los datos de los productos de área quemada utilizados en este trabajo.

7. BIBLIOGRAFÍA

Alonso-Canas, I., Chuvieco, E. 2015. Global burned area mapping from ENVISAT-MERIS and MODIS active fire data. Remote Sensing of Environment 163, 140-152. https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.03.011

Chuvieco, E., Lizundia-Loiola, J., Pettinari, M.L., Ramo, R., Padilla, M., Tansey, K., Mouillot, F., Laurent, P., Storm, T., Heil, A., Plummer, S. 2018. Generation and analysis of a new global burned area product based on MODIS 250m reflectance bands and thermal anomalies. Earth System Science Data 10, 2015–2031. https://doi.org/10.5194/essd-10-2015-2018

Chuvieco, E., Mouillot, F., van der Werf, G.R., San Miguel, J., Tanasse, M., Koutsias, N., García, M., Yebra, M., Padilla, M., Gitas, I., Heil, A., Hawbaker, T.J., Giglio, L. 2019. Historical background and current developments for mapping burned area from satellite Earth observation. Remote Sensing of Environment, 225, 45–64. https://doi.org/10.1016/J.RSE.2019.02.013

Giglio, L., Schroeder, W., Justice, C. O. 2016. The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products. Remote Sensing of Environment 178, 31–41. https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.054

Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D.P., Humber, M.L., Justice, C. O. 2018. The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. Remote Sensing of Environment 217, 72–85. https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.08.005

Moreno-Ruiz, J.A., García-Lázaro, J.R., Arbelo, M., Riaño, D. 2019. A Comparison of Burned Area Time Series in the Alaskan Boreal Forests from Different Remote Sensing Products. Forest 10, 363. https://doi.org/10.3390/f10050363

Roy, D.P., Jin, Y., Lewis, P.E., Justice, C.O. 2005. Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. Remote Sensing of Environment 97, 137–162. https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.04.007

Roy, D.P., Boschetti, L., Justice, C.O., Ju, J. 2008. The collection 5 MODIS burned area product - Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product. Remote Sensing of Environment 112, 3690–3707. https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.05.013

Stehman, S. V. 1997. Selecting and interpreting measures of thematic classification accuracy. Remote Sensing of Environment 62, 77–89. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00083-7

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 127-130. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Delimitación del área quemada y su comparativa con el servicio EMS en el incendio de Luchente (España) en 2018 utilizando Sentinel-2

Llorens, R., Sobrino, J.A.
Laboratorio de Procesado de Imágenes, Universidad de Valencia. C/ Catedrático José Beltrán, 2. 46980 Paterna, Valencia, España. Jose.Sobrino@uv.es

Resumen: Los incendios forestales representan la causa más importante de destrucción de bosques en las zonas del Mediterráneo. Estas zonas se caracterizan por tener temperaturas altas combinadas con poca lluvia y fuertes vientos, que facilitan la aparición y propagación de incendios en los bosques. Para mejorar la recuperación de las áreas afectadas por el fuego, el programa Copernicus cuenta con el servicio de mapas relacionado con los desastres naturales llamado *Emergency Mapping Service* (EMS), que provee información de la superficie quemada en un corto periodo de tiempo utilizando datos de satélite de alta resolución espacial. Sin embargo, éste servicio solo actúa en incendios de gran tamaño y bajo demanda. Actualmente, además del servicio EMS, estudios previos han demostrado que los datos Sentinel-2 proporcionan información relevante para las zonas post-incendio. Este estudio pretende la delimitación del área quemada de un incendio mediante los índices espectrales dNDVI y dNBR, utilizando datos Sentinel-2 y teniendo como referencia el perímetro EMS para el incendio de Luchente (España) en 2018, donde 2952,6 hectáreas fueron calcinadas. Mediante un análisis estadístico, se demostró que los resultados de Sentinel-2 ofrecen una gran correlación con los datos EMS (coincidencia de perímetros superior al 95% con errores de comisión y omisión inferiores al 5% para ambos índices). En futuras líneas de investigación se pretende validar este método en incendios de diferente tamaño y clima.

Palabras clave: incendios forestales, EMS, Sentinel-2, área quemada, dNDVI, dNBR.

Delimitation of the burned area and its comparison with the EMS service in the fire of Luchente (Spain) in 2018 using Sentinel-2

Abstract: *Forest fires represent the most important cause of forest destruction in Mediterranean areas. These areas are characterized by high temperatures combined with low rainfall and strong winds, which facilitate the occurrence and spread of forest fires. To improve the recovery of areas affected by fire, the Copernicus program has a map service related to natural disasters called Emergency Mapping Service (EMS), which provides information of the burned surface in a short period of time using satellite data of high spatial resolution. However, this service only operates in large fires and on demand. Currently, in addition to the EMS service, previous studies have shown that Sentinel-2 data provide relevant information for post-fire zones. This study aims to delimit the burned area of a fire using the spectral indices dNDVI and dNBR, with Sentinel-2 data and having as reference the EMS perimeter for the fire in Luchente (Spain) in 2018, where 2952.6 hectares were burned. By means of a statistical analysis, it was demonstrated that the Sentinel-2 results offer a high correlation with the EMS data (coincidence of perimeters higher than 95% with commission and omission errors lower than 5% for both indices). Future lines of research aim to validate this method in fires of different size and climate.*

Keywords: *forest fires, EMS, Sentinel-2, burned area, dNDVI, dNBR.*

1. INTRODUCCIÓN

La cuenca mediterránea se caracteriza por poseer un clima y una biodiversidad propensa a la ocurrencia de incendios (Myers, 2000). Estas perturbaciones combinadas con otros factores ambientales (sequías deforestación, cambios de uso de suelo, etc.) perjudican enormemente el ecosistema (Pausas et al., 2009).

Dado que en el pasado los incendios forestales han ocurrido, y se prevé que en el futuro sigan ocurriendo (debido al cambio climático), el ser humano debe aprender a convivir y combatir los efectos derivados de éstos (Vallejo et al., 2006). En los últimos años, se ha comprobado que los datos de satélite son la única manera de monitorear las superficies quemadas a escala regional o global. En este contexto, el satélite Sentinel-2 destaca entre los métodos de estimación de la superficie quemada, gracias a la aplicación de índices espectrales (Fernández-Manso et al., 2016) cuya principal ventaja es la rápida evaluación en áreas extensas, teniendo en cuenta la dificultad de acceso a la zona incendiada y el reducido coste tanto económico como de tiempo (Key y Benson, 2006).

Para una correcta delimitación del área quemada, en este trabajo se plantea el uso los índices espectrales dNDVI y dNBR (Rouse et al., 1974, Key y Benson, 2006), utilizando datos Sentinel-2 y teniendo como referencia el perímetro de *Emergency Mapping Service* (EMS) para el incendio de Luchente (España) en 2018 (2952,6 hectáreas).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El incendio forestal tuvo lugar el 6 de agosto de 2018 en el municipio de Luchente (Valencia, España) coincidiendo con el día más caluroso del año en la Comunidad Valenciana (Generalitat Valenciana, 2018) y arrasó con 2952,6 hectáreas (Figura 1) clasificadas como vegetación

esclerófila (49%), frutales (40%), pastizal (4%), vegetación escasa (3%), coníferas (2%) y olivares (2%). Además de este municipio, el incendio afectó a las áreas urbanas colindantes de Bárig, La Drova y Montepino, donde más de 2500 personas tuvieron que ser evacuadas. Este incendio, causado por una fuerte tormenta eléctrica fue el más grande y severo del año en la provincia de Valencia.

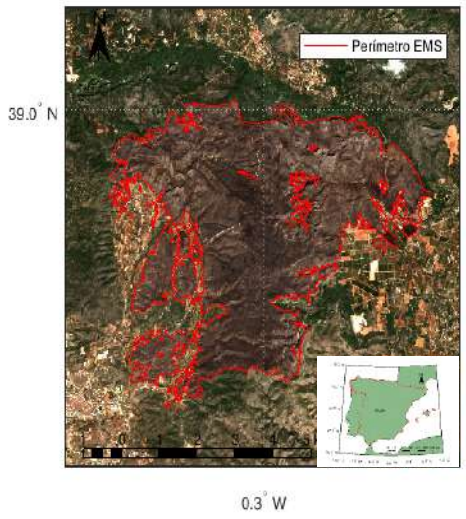


***Figura 1**. Área de estudio del incendio forestal situado en Luchente (Valencia) en el este de España con el perímetro EMS (color rojo). El sistema de coordenadas de referencia es WGS84 (EPSG: 4326).*

2.2. Datos de partida

A bordo del satélite Sentinel-2, el sensor MSI se caracteriza por tener 13 bandas espectrales en diferentes resoluciones espaciales (10, 20 y 60 m) comprendidas entre 442,7 y 2202,4 nm (ESA, 2015). Todas las imágenes utilizadas (la imagen previa al incendio es del día 4 de agosto de 2018 y, la posterior, del día 24 de agosto de 2018) se han descargado del portal de la ESA y son imágenes de reflectancia de nivel 2A (ya corregidas atmosféricamente). Además, a pesar de la no existencia de nubes, se ha aplicado una máscara a partir de la imagen SCL (*Scene Classification Image*, proporcionada junto con las bandas espectrales), para evitar posibles errores en el cálculo de los índices espectrales (Louis et al., 2016).

Junto con los datos Sentinel-2, como imagen de referencia se utiliza el perímetro EMS (ID: EMSR305) dentro del programa Copernicus, que ha sido obtenido mediante imágenes de la base de datos de ESRI (imagen del 15 de mayo de 2015, previa al incendio) y del satélite SPOT6 (imagen del 11 de agosto de 2018, posterior al incendio) y cuyas resoluciones espaciales son de 0,5 y 1,5 m, respectivamente. Debido a la alta resolución espacial de ambas imágenes, el resultado solo difiere en 2,1 hectáreas (2954,7 hectáreas totales quemadas) del perímetro oficial obtenido por GPS. La información EMS es de libre descarga, sin embargo, solo los expertos de las organizaciones medioambientales nacionales (PFN) están autorizados a seleccionar las zonas de estudio.

3. METODOLOGÍA

Los estudios relacionados con la teledetección aplicada a los incendios forestales, demuestran que los índices espectrales ideales para discriminar las áreas quemadas de las no quemadas deben contener, principalmente, información en la zona del rojo (*Red*), del infrarrojo cercano (NIR) y del infrarrojo de onda corta (SWIR), donde se encuentra la mayor diferencia de reflectancia entre vegetación y suelo (Wang et al., 2018). Por esta razón, los índices espectrales utilizados en este estudio son el *Normalized Burn Ratio* (NBR) propuesto por Key y Benson en 2006 (Ecuación 1) y el *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) propuesto por Rouse en 1974 (Ecuación 2).

$$NBR = \frac{(NIR - SWIR)}{(NIR + SWIR)} \quad (1)$$

$$NDVI = \frac{(NIR - Red)}{(NIR + Red)} \quad (2)$$

Donde la banda Red corresponde a la banda número 4 de Sentinel-2, la banda NIR corresponde a la banda número 8 y la banda SWIR a la banda número 12. Además de los índices anteriores, la diferencia entre un mismo índice obtenido de una imagen previa y posterior al incendio muestra el cambio temporal producido, por tanto, el resultado final identifica de forma más precisa las áreas quemadas (Lentile et al., 2006). Por esta razón, los índices dNBR y dNDVI son los algoritmos finales utilizados (Ecuación 3 y Ecuación 4).

$$dNBR = NBR_{PRE\text{-}FUEGO} - NBR_{POST\text{-}FUEGO} \quad (3)$$

$$dNDVI = NDVI_{PRE\text{-}FUEGO} - NDVI_{POST\text{-}FUEGO} \quad (4)$$

Finalmente, para eliminar de la zona de estudio posibles píxeles de agua y zonas de construcciones (edificios, carreteras, …) se aplica el índice *Modified Normalized Difference Water Index* (MNDWI) propuesto por Xu en 2006 (Ecuación 5).

$$MNDWI = \frac{(Green - SWIR)}{(Green + SWIR)} \quad (5)$$

Donde la banda verde (*Green*) corresponde a la banda número 3 de Sentinel-2, y la banda SWIR a la banda número 11. Los valores superiores a 0,5 serían píxeles de agua, los comprendidos entre –0,35 y 0,5 serían píxeles de construcciones y los inferiores a –0,35 serían píxeles de vegetación (Xu, 2006).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para diferenciar entre áreas quemadas y no quemadas mediante el uso de índices espectrales, lo más habitual es utilizar una clasificación a partir de los umbrales obtenidos, teniendo como objetivo crear grupos homogéneos de píxeles hasta encontrar la relación óptima entre errores de omisión y comisión (De Santis y Vaughan, 2009). El umbral seleccionado como óptimo (más se ajusta al perímetro de la imagen de referencia), tanto para el dNBR como para el dNDVI, es 0,1 (todos los píxeles con valor superior o igual a 0,1 se clasificarán como incendio). Para el caso del dNBR, el umbral viene definido por la clasificación propuesta por Key y Benson en 2006, mientras que para el

caso del dNDVI, viene definido por el estudio propuesto por Escuin et al., 2008.

Aplicando el umbral anterior a los índices espectrales calculados y comparándolos con el perímetro de referencia, se obtienen las imágenes de superficie coincidente, errores de omisión y errores de comisión (Figura 2 y Figura 3).

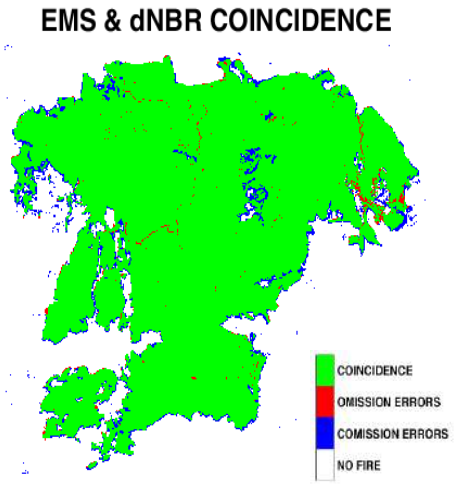


***Figura 2**. Resultados EMS-dNBR.*

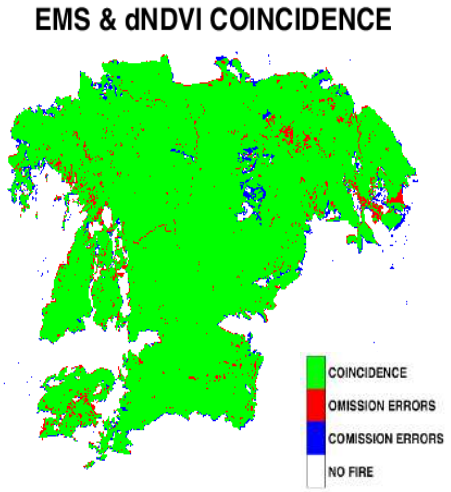


***Figura 3.** Resultados EMS-dNDVI.*

El índice dNBR detecta 3095,9 ha de incendio (un 5% más que EMS), mientras que el índice dNDVI detecta 2906,2 ha (un 2% menos que EMS). Los valores de porcentaje de coincidencia, errores de comisión y omisión se muestran en la tabla 1.

***Tabla 1**. Estadísticas de los índices dNBR y dNDVI, teniendo el perímetro EMS como referencia.*

Índices	Coincidencia (%)	Errores Omisión (%)	Errores Comisión (%)
dNBR	99	1	4
dNDVI	95	5	3

La distribución de los errores de omisión y comisión se interpretan del siguiente modo: los errores de omisión, para ambos índices, en algunas zonas representan la presencia de caminos, es decir, para estas zonas el análisis mediante índices espectrales mejora la delimitación realizada por EMS; los errores de comisión, en ambos índices, representan, mayoritariamente, el contorno del incendio (error debido a la diferencia de resolución espacial entre Sentinel-2 y EMS). Por tanto, el error de comisión depende del número de zonas internas no quemadas que tenga el incendio.

A pesar de que el área quemada detectada por el índice dNDVI se aproxima más a la referencia que la detectada por el dNBR, los valores de coincidencia y errores de omisión son significativamente mejores los de este último. Por otra parte, los errores de comisión son ligeramente menores en el caso del dNDVI. Esto resultados, comparados con los obtenidos por Hoyos et al., 2017, donde se relacionaba el índice BAI (Martín, 1998) obtenido con imágenes Sentinel-2 y con Pléiades (0,5 m) para la zona de Navarra (España) ofrecen resultados similares en coincidencia y errores de omisión, sin embargo, los errores de comisión obtenidos en este estudio son muy inferiores (3-4% frente a un 30%).

5. CONCLUSIONES

Los índices espectrales, obtenidos a partir de imágenes de satélite son una herramienta esencial para evaluar con precisión los daños causados por los incendios forestales. Dado que el servicio EMS está limitado (las zonas de estudio dependen de las decisiones de grupos de expertos, por tanto, no todos los incendios ocurridos son delimitados) urge la necesidad de crear una metodología que permita la detección y delimitación de todos los incendios forestales (independientemente de su tamaño). Concretamente, los índices dNBR y dNDVI obtenidos a partir de datos Sentinel-2 muestran una alta correlación con el mapa de área quemada obtenido a partir de imágenes de alta resolución espacial (EMS) para la zona de Luchente (valores superiores al 95% de coincidencia e inferiores al 5% en errores de omisión y comisión), siendo el dNBR el índice escogido por sus resultados (99% de coincidencia, 1% de error de omisión y 4% de error de comisión). Además, debe tenerse en cuenta que algunos píxeles considerados errores de omisión pertenecen en realidad a caminos, por tanto, el resultado se ajusta todavía más a la realidad.

A pesar de los buenos resultados, es necesario futuras líneas de investigación para poder aplicar esta metodología en incendios de diferentes tamaños y características (clima, pendiente, severidad, etc), así como, mapas obtenidos mediante mediciones GPS que permitan la comparativa entre la teledetección y la verdad-terreno.

6. AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido posible gracias al programa Interreg SUDOE del proyecto EPyRIS SOE2/P5/E0811.

7. BIBLIOGRAFÍA

De Santis, A., Vaughan, P. (2009). Revisión de las técnicas de identificación cartográfica de áreas quemadas. *Recursos rurais: revista oficial do Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvemento Rural (IBADER)*, (5), 93-100.

ESA, European Spatial Agency, 2015. Sentinel-2 user handbook. ESA Standard Document. 64.

Escuin, S., Navarro, R., Fernandez, P. (2008). Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *International Journal of Remote Sensing*, *29*(4), 1053-1073.

Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O., Quintano, C. (2016). SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, *50*, 170-175.

Generalitat Valenciana. (2018). ESPURNA-Boletín informativo de Prevención de Incendios Forestales N° 111-AGOSTO 2018.

Hoyos, U.D., Urien, A.L., Noriega, A.T., Gil, C.S., Huarte, L.A., Labiano, R.C., del Barrio-Arellano, F. (2017). Aplicación de imágenes Sentinel-1 y Sentinel-2 en la detección y delineación de información de crisis de desastres naturales.

Key, C.H., Benson, N.C. (2006). Landscape assessment (LA). *In: Lutes, Duncan C.; Keane, Robert E.; Caratti, John F.; Key, Carl H.; Benson, Nathan C.; Sutherland, Steve; Gangi, Larry J. 2006. FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. LA-1-55*, *164*.

Lentile, L.B., Holden, Z.A., Smith, A.M., Falkowski, M.J., Hudak, A.T., Morgan, P., ... Benson, N.C. (2006). Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *International Journal of Wildland Fire*, *15*(3), 319-345.

Louis, J., Debaecker, V., Pflug, B., Main-Knorn, M., Bieniarz, J., Mueller-Wilm, U., ... Gascon, F. (2016, May). Sentinel-2 SEN2COR: L2A processor for users. In *Proceedings of the Living Planet Symposium, Prague, Czech Republic* (pp. 9-13).

Martín, M.P. (1998). Cartografía e inventario de incendios forestales en la Península Ibérica a partir de imágenes NOAAAVHRR. Tesis Doctoral Thesis. Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A., Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*(6772), 853.

Pausas, J.G., Llovet, J., Rodrigo, A., Vallejo, R. (2009). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin?–A review. *International Journal of wildland fire*, *17*(6), 713-723.

Rouse, J.W., Haas, R.W., Schell, J.A., Deering, D.H., Harlan, J.C. (1974). Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Greenwave effect) of natural vegetation, NASA/GSFC, Greenbelt, MD.

Vallejo, R., Aronson, J., Pausas, J.G., Cortina, J. (2006). Restoration of Mediterranean woodlands. *Restoration ecology: The new frontier*, 193-207.

Wang, S., Baig, M.H.A., Liu, S., Wan, H., Wu, T., Yang, Y. (2018). Estimating the area burned by agricultural fires from Landsat 8 Data using the Vegetation Difference Index and Burn Scar Index. International Journal of Wildland Fire, 27(4), 217-227.

Xu, H. (2006). Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International journal of remote sensing*, *27*(14), 3025-303.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 131-134. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Análisis de datos de teledetección para la evaluación de incendios convectivos

Barberà, M.J.[(1)], Niclòs, R.[(1)], Estrela, M.J.[(2)], Puchades, J.[(1)], Pérez-Planells, L. [(1)]
[(1)] Departamento de Física de la Tierra y Termodinámica, Universidad de Valencia. Dr. Moliner, 50. 46100 Burjassot, Valencia, España. m.jesus.barbera@uv.es
[(2)] Departamento de Geografía. Universidad de Valencia. Blasco Ibáñez, 28. 46010 Valencia, España.

Resumen: El Índice de Haines (HI) se asocia con el riesgo de incendios forestales convectivos y para su cálculo son necesarios datos de temperatura y humedad en las capas bajas de la atmósfera que, normalmente, son extraídos de estaciones de radiosondeo. Tanto la resolución espacial como la temporal de los datos de radiosondeo es baja y los datos de teledetección pueden complementarlos. Por ello, el objetivo de este trabajo fue la evaluación de los datos procedentes del instrumento AIRS (*Atmospheric Infrared Sounder*) a bordo del satélite EOS Aqua, en concreto los productos Level 2 V6 (AIRX2RET y AIRS2RET). En primer lugar se validaron los datos de dichos productos con los de las estaciones de radiosondeo situadas en la península Ibérica durante el año 2014. Para el cálculo separamos los datos diurnos y nocturnos, sin encontrarse desviaciones significativas entre ellos. Las correlaciones obtenidas entre datos AIRS y de radiosondeo son más elevadas en las capas más altas de la atmósfera y los resultados muestran un buen acuerdo entre ambas medidas, siendo estos resultados ligeramente mejores para el producto AIRS2RET. Con ello se deduce que los datos de teledetección pueden mejorar a nivel global la falta de datos en las capas bajas de la atmósfera para evaluar el riesgo de incendios convectivos. Finalmente, como ejemplo, se muestra un mapa resultado del cálculo del HI obtenido a partir de datos AIRS para un incendio forestal histórico.

Palabras clave: Índice de Haines, incendios forestales, datos AIRS, riesgo de incendios convectivos, datos de radiosondeo.

Remote sensing data analysis to evaluate convective forest fires

Abstract: *Haines Index (HI) has been associated with convective forest fires risk. Temperatures and humidities in low atmospheric levels are required to compute HI and usually atmospheric sounding data are used for this purpose. However, spatial and temporal resolutions of these data are coarse and remote sensing data could improve them. Therefore, the aim of this work is to test remote sensing data from the Atmospheric Infrared Sounder (AIRS) instrument on board the EOS Aqua satellite, specifically the Level 2 V6 products (AIRX2RET and AIRS2RET), for this purpose. First, we validated the remote sensing data with radiosonde daytime and nighttime data located in the Iberian Peninsula in 2014. Significant deviations between daytime and nighttime data were not found in the analysis. The correlations between AIRS and radiosonde data are slightly better for top atmospheric layers than for low layers, and the results show good agreement between both measures, a bit better for the AIRS2RET product. Thus, these remote sensing data can improve the lack of global data in the atmospheric lower layers to evaluate convective forest fire risk. Finally, as an example, we mapped the result of the HI computed from AIRS data for a forest fire event.*

Keywords: *Haines index, forest fires, AIRS data, convective fire risk, atmospheric sounding data.*

1. INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales son un importante riesgo climático en la cuenca del Mediterráneo Occidental y han sido analizados por diferentes autores (Bedia et al., 2012, Pausas et al., 2008) teniendo en cuenta principalmente variables meteorológicas a nivel de superficie. Durante la última década, el Consorcio Provincial de Bomberos de Valencia ha detectado un incremento de incendios convectivos o dominados "por columna" en esta región (Quílez, 2007). Los vientos horizontales en este tipo de incendios no son importantes y su evolución normalmente tiene un comportamiento errático. Esta evolución puede dificultar la extinción del incendio y provocar situaciones peligrosas para las brigadas (Barberà et al., 2015). El Índice de Haines (HI), (Haines, 1988) es un indicador del riesgo potencial de un incendio forestal en el que la columna convectiva vertical es más importante que los vientos horizontales. Para el cálculo del HI son necesarios datos de temperatura y humedad en las capas bajas de la atmósfera, utilizándose normalmente datos de radiosondeo. La distribución de las estaciones de radiosondeo es bastante heterogénea por lo que el uso de datos de teledetección puede complementar tanto la resolución espacial como la temporal de estos datos.

2. DATOS

Para este estudio se descargaron los datos de radiosondeo diurnos y nocturnos proporcionados por la Universidad de Wyoming, http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html, durante el año 2014 para 8 estaciones situadas en la Península Ibérica (Figura 1). Además, a partir de la web Earthdata de NASA (https://earthdata.nasa.gov/) obtuvimos los datos diurnos y nocturnos de los productos Level 2 AIRS V6 (datos AIRX2RET, combinación del datos del *Atmospheric Infrared Sounder* (AIRS) y del *Advance Microwave Sounding Unit* (AMSU), y datos AIRS2RET, que solo contienen datos AIRS). Tanto AIRS como AMSU están situados a bordo del satélite EOS Aqua, con una resolución espacial de 50 km (Olsen, 2014).



***Figura 1**. Localización de las estaciones de radiosondeo empleadas en el estudio.*

Los datos de radiosondeo normalmente se adquieren diariamente a las 00 y 12 horas UTC mientras que el satélite EOS Aqua realiza dos pases diarios sobre España: el pase diurno ascendente (del polo Sur al Norte) entre las 12:15 y las 14:05 UTC y el pase nocturno descendente (del polo Norte al Sur) entre las 01:05 y las 03:00 UTC.

3. METODOLOGÍA

El HI se calcula como la suman de dos términos, A y B:

$$HI=A+B \quad (1)$$

donde el término $A=(TP1-TP2)$ está relacionado con la estabilidad en las capas bajas de la atmósfera y el $B=(TP3-TdP3)$ con la humedad. *TPi* y *TdPi* son la temperatura del aire y la temperatura de rocío en el nivel de presión *Pi*. Por tanto, ambos términos *A* y *B* vienen expresados en unidades de temperatura.

Dependiendo de la elevación de la superficie sobre el nivel del mar se utilizan 3 combinaciones de niveles atmosféricos para calcular el HI, que dan lugar a las tres variantes del índice (bajas, medias y altas elevaciones). El HI varía entre 2 y 6, obteniendo valores ≥5 cuando las condiciones son críticas para la formación de incendios convectivos (Tabla 1).

Se han extraído los datos necesarios para calcular HI a partir de datos de estaciones de radiosondeo y de teledetección haciendo uso de los programas Matlab e IDL y de códigos en *bash script*.

Una vez validados los datos, se han procesado los datos de teledetección adquiridos por el sensor AIRS mediante el software IDL, utilizando finalmente el software ArcGIS para generar un mapa de riesgo de incendio del HI.

4. RESULTADOS

En las figuras 2 y 3 se muestran las correlaciones entre los datos de radiosondeo y AIRS (AIRS-only y AIRS-AMSU, respectivamente) de los datos diurnos (en azul) y los nocturnos (en rojo). Las correlaciones son ligeramente mejores para las capas altas. Por ejemplo, se obtiene un r^2=0,96 para 500 hPa y un r^2=0,88 para 925 hPa en el caso de la temperatura diurna a partir de los datos AIRS-AMSU, que podría deberse a la mayor interacción de la superficie terrestre en las capas inferiores.

Los resultados obtenidos son ligeramente mejores para los datos AIRS-AMSU (r^2=0,86 para AIRS-AMSU y r^2=0,84 para los datos de temperatura nocturnos de AIRS-*only* el nivel de presión de 925 hPa), aunque hay un buen acuerdo entre los datos AIRS-*only* y AIRS-AMSU. Este hecho puede explicarse debido a que AMSU mejora ligeramente el producto.

En estas figuras se puede observar que las correlaciones son mejores en temperatura que en humedad, debido probablemente a que la variabilidad en humedad es mayor que en temperatura como se muestra en otros estudios (Barberà et al., 2015). Además, la diferencia en el tiempo de adquisición entre los datos de radiosondeo y los de los productos AIRS puede afectar también a los resultados.

La figura 4 muestra como ejemplo, el mapa de riesgo de incendio a partir del HI calculado con datos AIRS-only en la variante de medias elevaciones (ver Tabla 1) para un incendio forestal ocurrido en Xàtiva (Comunidad Valenciana, 38.95°N, –0.53E, con elevaciones entre 152 y 492 metros) el 21 y 22 de Junio de 2005. Este mapa muestra el alto valor obtenido para el HI a partir de datos de teledetección en esta zona (punto azul). Aunque no se muestran los resultados, se ha procesado el mapa del HI en la misma zona de estudio para la variante de bajas elevaciones, obteniéndose también valores elevados para el HI.

La distribución de estaciones de radiosondeo no es homogénea, siendo la cobertura mayor en el hemisferio Norte que en el Sur. De hecho en la zona donde se ha realizado este estudio (Comunidad Valenciana), no

***Tabla 1.** Variables para el cálculo del HI dependiendo de la elevación del terreno (Haines, 1988; Choi et al., 2006; Potter et al., 2008).*

Elevación superficie (m)	Nivel de presión (hPa)	Inestabilidad (°C) (Tp1 - Tp2)	A	Sequedad (°C) (Tp3 – Tdp3)	B	HI = A + B
< 305m (bajas)	p1 = 950 (925) p2 = 850 p3 = 850	< 4 (2,7)	1	< 6	1	Potencial de grandes incendios 2-3: muy bajo 4: bajo 5: medio 6: alto
		4 (2,7)≥ x < 8 (6,7)	2	6≥ x <10	2	
		≥ 8 (6,7)	3	≥10	3	
305m – 914m (medias)	p1 = 850 p2 = 700 p3 = 850	< 6	1	< 6	1	
		6 ≥ x < 11	2	6≥ x <13	2	
		≥ 11	3	≥13	3	
> 914m (altas)	p1 = 700 p2 = 500 p3 = 700	< 18	1	< 15	1	
		18≥ x < 22	2	15≥ x <21	2	
		≥ 22	3	≥ 21	3	

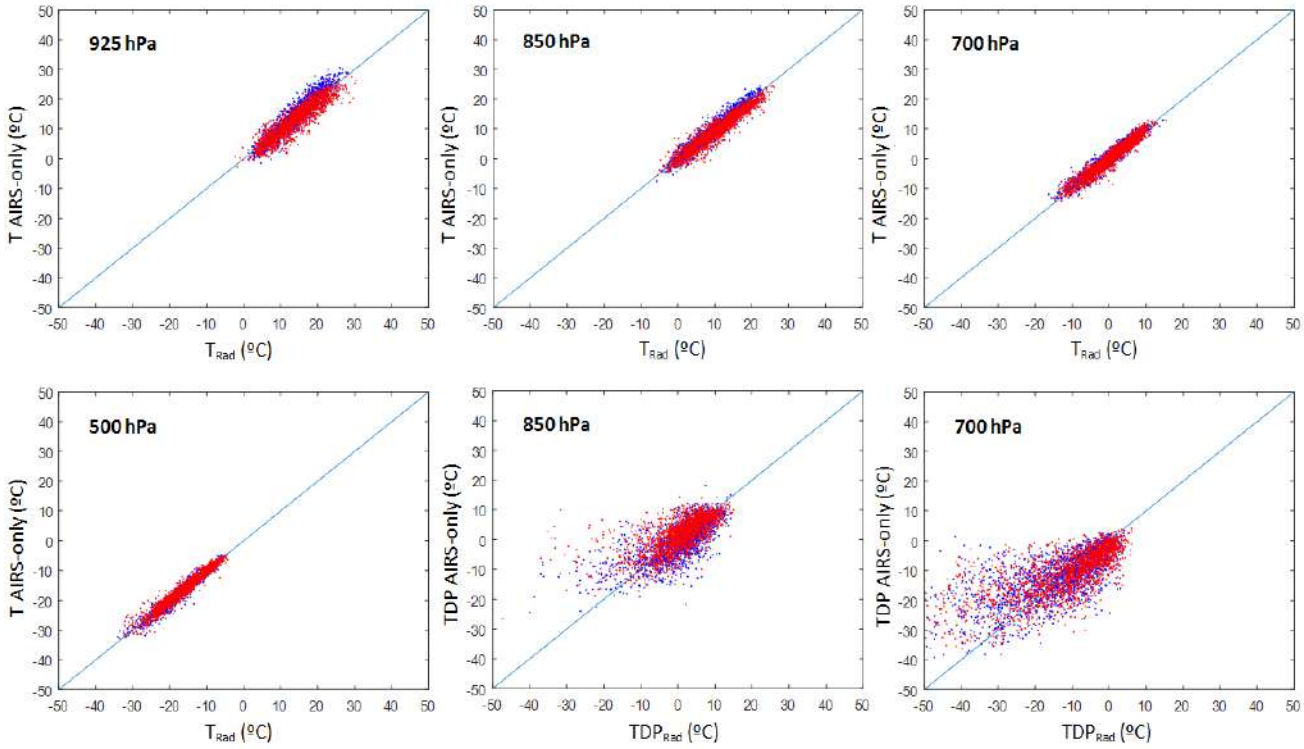


Figura 2. *Comparación entre datos de radiosondeo y AIRS-only en 2014, datos diurnos en azul y nocturnos en rojo.*

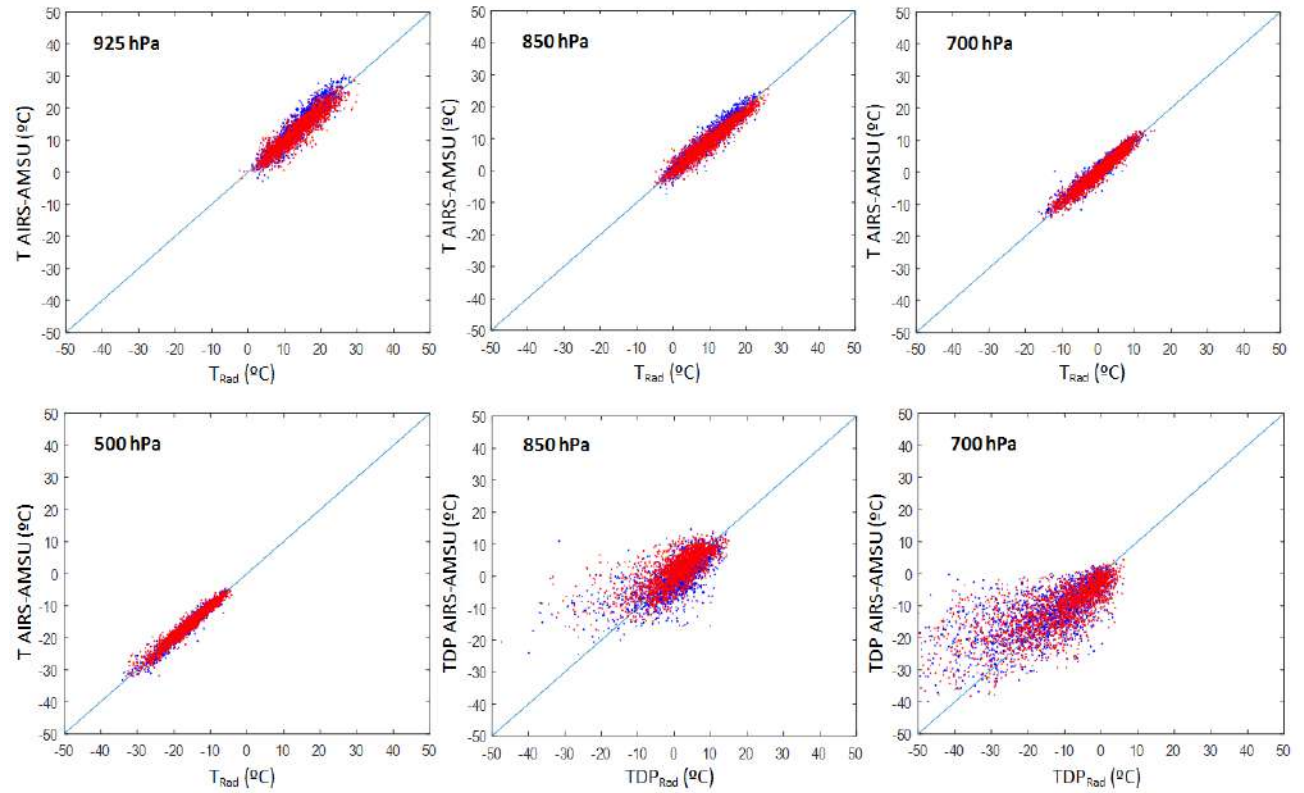


Figura 3. *Comparación entre datos de radiosondeo y AIRS-AMSU en 2014, datos diurnos en azul y nocturnos en rojo.*

existe estación de radiosondeo. Los resultados obtenidos nos permiten concluir que los datos atmosféricos obtenidos a partir de sensores aerotransportados pueden contribuir a complementar la red convencional de estaciones de radiosondeo, con una considerable mejora de la resolución espacial, que en este caso puede servir de apoyo a la previsión, gestión y/o extinción de los incendios forestales.

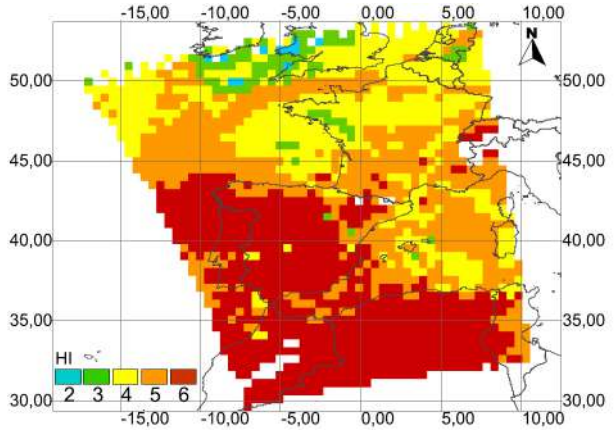


Figura 4. *HI calculado en medias elevaciones a partir de datos AIRS-only 22/06/2005 13:05 UTC.*

5. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en los niveles atmosféricos necesarios para el cálculo del HI, muestran un buen acuerdo entre los datos de radiosondeo y los de teledetección. De las figuras 2 y 3 se puede extraer que las correlaciones entre los datos de radiosondeo y de satélite son mejores en términos de temperatura que en humedad. Estos resultados son razonables teniendo en cuenta la mayor variabilidad de la humedad que de la temperatura en la atmósfera. Además, la diferencia temporal entre la adquisición de los datos del satélite EOS Aqua y los de radiosondeo también puede contribuir a la citada variabilidad. Aunque se analizaron los datos de forma separada en las dos franjas horarias de paso del satélite (datos diurnos y nocturnos) no se han encontrado desviaciones importantes entre estos. Finalmente, podemos concluir que los datos de teledetección permiten generar mapas de riesgo de incendios mediante el cómputo del HI (Figura 4), lo que permite complementar los datos atmosféricos obtenidos de forma tradicional. Con ello, se obtiene un producto que puede contribuir en la mejora de las tareas de previsión, gestión y extinción de los incendios forestales.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha realizado en el marco del proyecto CGL2015-64268-R (MINECO / FEDER, UE) del Ministerio de Economía y Competitividad de España y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

7. BIBLIOGRAFÍA

Barberà, M. J., Niclòs, R., Estrela, M. J. and Valiente, J. A. 2015. Climatology of the stability and humidity terms in the Haines Index to improve the estimate of forest fire risk in the Western Mediterranean Basin (Valencia region, Spain). Int. J. Climatol., 35, pp 1212–1223.

Bedia, J., Herrera, S., Gutiérrez, J.M., Zavala, G., Urbieta, I.R., Moreno, J.M. 2012. Sensitivity of fire weather index to different reanalysis products in the Iberian Peninsula, Natural Hazards and Earth System Science, 12(3), pp 699-708.

Choi G., Kim J.,Won M.S. 2006. Spatial patterns and temporal variability of the Haines Index related to the wildland fire growth potential over the Korean Peninsula. J. Korean Geogr. Soc., 41(2), pp 168–187.

Haines D.A. 1988. A lower atmosphere severity index for wildlife fires. Nat. Weather Dig. 13(2): 99 23–27.

Olsen, E. T. 2014. AIRS/AMSU/HSB Version 6 Level 2 Product User Guide.

Pausas, J.G., Llovet, J., Rodrigo, A., Vallejo, R. 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review, International Journal of Wildland Fire, 17(6), pp 713-723.

Potter B.E., Winkler J.A., Wilhelm D.F., Shadbolt R.P., Bian X. 2008. Computing the low-elevation variant of the Haines Index for fire weather forecasts. Weather Forecast, 23(1), pp 159–167.

Quílez R. 2007. Influencia del Índice de Haines en la evolución del incendio forestal ocurrido en Xátiva (Valencia) España, el 22 de junio de 2005. In 4a Conferencia Internacional Sobre Incendios Forestales, Wildfire 2007, Sevilla, España.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 135-138. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Uso de técnicas de teledetección para determinar la relación entre la historia de incendios y la severidad del fuego

Fernández-García, V., Beltrán-Marcos, D., Pinto-Prieto, R., Fernández-Guisuraga, J.M., Calvo, L.
Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León, Campus de Vegazana s / n, 24071 León, España. vferg@unileon.es

Resumen: Los regímenes de incendios en la Cuenca Mediterránea se están modificando debido a cambios en el clima y en los usos del suelo. Estos cambios pueden comprometer la capacidad de la vegetación para recuperarse, por lo que su estudio es de gran interés. El objetivo de este trabajo es caracterizar los atributos del régimen de incendios (tiempo desde el último incendio, recurrencia y severidad) mediante técnicas de teledetección, así como analizar la relación ente la historia de incendios (tiempo desde el último incendio y recurrencia de incendios) y la severidad del fuego. Para ello se seleccionaron dos grandes incendios ocurridos en la Península Ibérica: el incendio de La Cabrera (9939 ha) y el incendio de Gátova (1414 ha). En cada una de las zonas se caracterizó el régimen de incendios utilizando la serie temporal de imágenes Landsat 1984-2017 (sensores TM, ETM+ y OLI). Los resultados mostraron una alta heterogeneidad espacial en relación con los tres atributos del régimen de incendios en ambas zonas de estudio. La Cabrera mostró una amplia variedad de situaciones, con periodos libres de incendios entre 0 y 33 años y recurrencias entre 1 y 7 incendios. En Gátova predominaron los periodos libres de fuego largos (> 20 años) y la baja recurrencia (1-2 incendios). La variación espacial de la severidad mostró una distribución por categorías equitativa en ambos incendios. El análisis de la relación entre los parámetros de la historia de incendios y la severidad del fuego mostró en ambas zonas de estudio que las severidades más altas se alcanzaron en las zonas que se quemaron hace 15-20 años, mientras que las zonas recientemente quemadas y las no quemadas anteriormente presentaron severidades menores. Este estudio demuestra la capacidad de las imágenes Landsat para analizar los potenciales condicionantes de la severidad del fuego en grandes incendios forestales.

Palabras clave: grandes incendios, intervalo libre de fuego, Landsat, recurrencia de incendios, régimen de incendios, severidad del fuego.

Using remote sensing methods to study the relationship between fire history and burn severity

Abstract: *Fire regimes in the Mediterranean Basin are changing owing to shifts in climate and land use. These changes in fire regimes might hinder the capacity of vegetation to recover after disturbances, being their study of great interest. The objective of this work is to characterize the fire regime attributes (time since the last fire, fire recurrence and burn severity) by means of remote sensing, as well as to analyse the relationship between the fire history parameters (time since the last fire and fire recurrence) and burn severity. We selected two large fires in the Iberian Peninsula: La Cabrera wildfire (9939 ha) and Gátova wildfire (1414 ha). In each study site we characterize the fire regime attributes using Landsat imagery from 1984 to 2017 (TM, ETM + and OLI sensors). Results showed a high spatial heterogeneity in both study sites in relation to the three fire regime attributes. La Cabrera showed a wide variety of situations, comprising fire-free periods between 0 and 33 years and fire recurrences between 1 and 7 fires. In Gátova, long free fire periods (>20 years) and low recurrences (1-2 fires) prevailed. Burn severity levels (low, moderate and high) were equitably represented in both fires. The analysis of the relationship between the fire history parameters and the severity of the last fire indicated that, in both study sites, the highest severities were reached in the areas that were burned 15-20 years ago, while the recently burned areas and the most mature areas had the lowest severities. This study demonstrates the ability of Landsat imagery to analyse the fire history and its relationship with burn severity.*

Keywords: *burn severity, fire recurrence, fire regime, Landsat, large wildfires, time since the last fire.*

1. INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales son uno de los principales elementos de perturbación de los ecosistemas, influyendo sobre la estructura y funcionamiento de los paisajes, especialmente en la Cuenca Mediterránea donde se han quemado grandes extensiones en las últimas décadas. Los nuevos regímenes de incendios, asociados a fuegos más extensos y severos, amenazan la regeneración natural y la resiliencia de los sistemas forestales en la Cuenca Mediterránea, comprometiendo su capacidad de provisión de bienes y servicios.

Las estrategias de gestión para la conservación de los sistemas forestales ante perturbaciones como grandes incendios (>500 ha), requieren de un conocimiento profundo de los factores responsables de la severidad del fuego. En este marco, la identificación de variables que condicionan la severidad de los grandes incendios supone un paso clave en el diseño de estrategias de gestión pre-incendio orientadas a la reducción del riesgo de los incendios, fundamentalmente en sistemas propensos al fuego. Sin embargo, la comprensión de los factores ambientales que controlan la severidad del fuego aún es limitada, probablemente debido a interacciones con otras variables como

climáticas, topográficas, de usos del suelo y del régimen de incendios (intervalo libre de fuego y recurrencia). El uso de la teledetección a través de los productos derivados de las imágenes de satélite para el estudio del régimen de incendios y de la severidad de grandes incendios forestales ha resultado ser una herramienta muy eficaz (Fernández-García et al., 2018).

El objetivo general de este trabajo es analizar cómo el tiempo desde el último incendio y la recurrencia se relacionan con la severidad en grandes incendios forestales. De forma específica se pretende: (i) caracterizar el régimen de incendios mediante técnicas de teledetección (tiempo desde el último incendio, recurrencia de incendios y severidad del último incendio), y (ii) determinar la relación del tiempo desde el último incendio y la recurrencia de incendios con la severidad del fuego.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

El estudio se desarrolló dentro del perímetro de dos grandes incendios ocurridos en el año 2017 en la Península Ibérica (Figura 1): el incendio de La Cabrera y el incendio de Gátova.

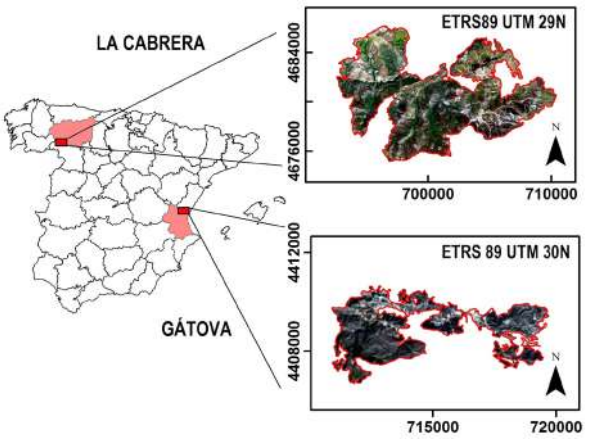


***Figura 1**. Localización geográfica y perímetro de los incendios de La Cabrera y Gátova.*

La zona afectada por el incendio de La Cabrera se localiza en la parte suroccidental de la provincia de León (España). Fue iniciado el 21 de agosto del año 2017, y alcanzó una extensión de 9939 ha. Esta zona destaca por ser una zona montañosa con una altitud desde 838 a 1960 msnm. El clima es predominantemente Mediterráneo, con una precipitación anual entre 650 y 900 mm y un periodo de sequía estival de 2 meses. La vegetación dominante en esta zona de estudio está compuesta principalmente por robledales de *Quercus pyrenaica* y matorrales de *Erica australis* y *Genista hystrix*.

La zona afectada por el incendio de Gátova (Valencia) se localiza en la parte nororiental de la provincia de Valencia. Este incendio se inició el 28 de junio del año 2017 y alcanzó una extensión de 1414 ha. La altitud de la zona está comprendida entre 290 y 815 msnm. El clima es típicamente mediterráneo, con una temperatura media anual de 17°C, una precipitación media entre 350 mm y 600 mm, y una acusada sequía estival. La zona está dominada por pinares de *Pinus halepensis* y zonas de cultivo.

2.2. Régimen de incendios

Para determinar los parámetros del régimen de incendios en cada zona de estudio se elaboró una base de datos compuesta por imágenes Landsat (Landsat 4-5, sensor TM; Landsat 7, sensor ETM+; y Landsat 8, sensor OLI) para el periodo 1984-2017 (33 años). Se empleó una media de 7 imágenes multiespectrales por año, 6 para verano (mayo-noviembre) y 1 para invierno (noviembre-mayo) obtenidas del servidor Earth Explorer (https://earthexplorer.usgs.gov/).

Los perímetros de incendios para el periodo 1984-2017 se cartografiaron a una escala de 1:20 000 siguiendo la metodología empleada por Fernández-García et al. (2015). Los incendios se identificaron mediante el análisis visual de los compuestos en falso color (RGB 541 para TM y ETM+ y 762 para OLI) elaborados con cada imagen Landsat, comparando imágenes consecutivas. Para diferenciar las zonas incendiadas de forma correcta, se compararon también imágenes del año anterior y posterior a la fecha del incendio.

Por superposición de los perímetros de los incendios se obtuvo la recurrencia de incendios (1984-2017) y el tiempo desde el último incendio (gran incendio de 2017). Para realizar la caracterización espacial de las zonas de estudio se definieron 5 categorías para el tiempo desde el último incendio (0-5, 6-10, 11-15, 16-20, y más de 20 años) y 4 para la recurrencia (quemado 1, 2, 3, y 4 o más veces).

Para cada zona se elaboró el mapa de severidad del último incendio, utilizando las imágenes Landsat 8 OLI inmediatamente posteriores e inmediatamente previas al incendio de 2017. Para cada una de las imágenes de satélite se realizó una calibración radiométrica, obteniendo los valores en radiancia. Posteriormente, se realizó una corrección atmosférica aplicando el módulo FLAASH y se obtuvo la reflectividad en superficie para las bandas 5 (NIR) y 7 (SWIR), que son las dos bandas espectrales que tienen la respuesta más acusada al cambio producido por el fuego. Una vez obtenida la reflectividad en valores de 0 a 100 se calculó el índice NBR (*Normalized Burn Ratio*) post-incendio y pre-incendio (Ecuación 1), y el índice dNBR (*differenced Normalized Burn Ratio*) (Ecuación 2).

$$NBR = (NIR - SWIR) / (NIR + SWIR) \quad (1)$$

$$dNBR = NBR_{pre\text{-}incendio} - NBR_{post\text{-}incendio} \quad (2)$$

Se caracterizó espacialmente la severidad, diferenciando zonas de severidad baja, moderada y alta. Los umbrales se establecieron en base a la validación realizada en La Cabrera con 73 parcelas de campo donde se calculó índice CBI (*Composite Burn Index*) (Key y Benson, 2006).

En cada incendio se establecieron aleatoriamente puntos separados un mínimo de 120 m. El número de puntos se fijó en el 1% de la superficie del incendio en hectáreas. Para cada punto se extrajo el valor continuo de tiempo desde el último incendio, recurrencia, y severidad.

2.3. Análisis de datos

En cada zona de estudio se calculó la superficie ocupada por categoría de tiempo desde el último incendio, recurrencia y severidad.

Utilizando todos los datos obtenidos en los puntos de muestreo, se comparó el ajuste de regresiones con predictores lineales y cuadráticos (predictores: recurrencia y tiempo desde el último incendio; variable respuesta: dNBR). El modelo más adecuado de acuerdo con el criterio de información Akaike (AIC) se utilizó para evaluar la relación del tiempo desde el último incendio y de la recurrencia (variables dependientes y continuas) con la severidad (variable independiente y continua).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La caracterización de los atributos del régimen de incendios (Tabla 1, Figura 2) mostró una alta heterogeneidad espacial para las tres variables estudiadas (tiempo desde el último incendio, recurrencia y severidad) en ambas zonas de estudio.

Tabla 1. *Porcentaje de superficie correspondiente a cada categoría de tiempo desde el último incendio, recurrencia y severidad en las dos zonas de estudio.*

Tiempo desde último incendio	La Cabrera Superficie (%)	Gátova Superficie (%)
0-5 años	3,15	0,60
6-10 años	9,72	15,34
11-15 años	10,28	0,00
16-20 años	26,08	0,18
> de 20 años	50,77	83,88
Recurrencia		
Quemado 1 vez	22,31	24,97
Quemado 2 veces	31,41	73,83
Quemado 3 veces	25,29	1,16
Quemado 4 veces o más	20,99	0,04
Severidad		
Baja	30,21	34,39
Media	34,32	39,01
Alta	35,47	26,60

En la zona La Cabrera la mitad de la superficie quemada en el incendio del año 2017 ya había sido quemada en los últimos 20 años, mientras que en Gátova predominan las zonas que no sufrieron otros incendios durante los últimos 20 años.

Analizando la recurrencia de incendios (Tabla 1, Figura 2) se observa que en La Cabrera el porcentaje de área para cada una de las categorías es similar (en torno al 25%), mientras que en Gátova la mayor parte de la zona de estudio (74%) se ha quemado dos veces.

La severidad del incendio (Figura 2, Tabla 1) mostró una distribución de superficie por categorías equitativa en ambos incendios (en torno al 33%).

La relación de las variables recurrencia y tiempo desde el último incendio con la variable severidad fue significativa ($P < 0{,}001$) y cuadrática en todos los casos (Figura 3).

En general, las severidades más altas se alcanzaron en las zonas quemadas por última vez entre 15 y 20 años antes del incendio (Figura 3), mientras que periodos libres de fuego inferiores o superiores resultaron en una severidad menor.

En relación con la recurrencia de incendios se observa que las zonas afectadas por un único incendio presentaron una severidad baja tanto en La Cabrera como en Gátova (Figura 3). Sin embargo, en La Cabrera la severidad aumentó con el número de incendios hasta recurrencias relativamente altas (4-5 incendios), mientras que en Gátova las zonas afectadas por 3 incendios (la recurrencia más alta muestreada en esta zona) mostraron de nuevo una baja severidad.

Estos resultados podrían ser consecuencia de la relación de los distintos tipos de ecosistemas, y su grado de madurez estructural con sus respectivos regímenes de incendios. Así, en La Cabrera dominan robledales, brezales y aulagares, que podrían relacionarse con diferentes frecuencias y severidades de incendio. De igual manera, en Valencia las zonas quemadas una vez están dominadas por cultivos, mientras que las zonas quemadas dos veces son predominantemente pinares, donde se puede alcanzar mayores severidades. En las zonas afectadas por tres incendios predominan roquedos con vegetación dispersa donde la severidad no puede ser elevada. Es necesario

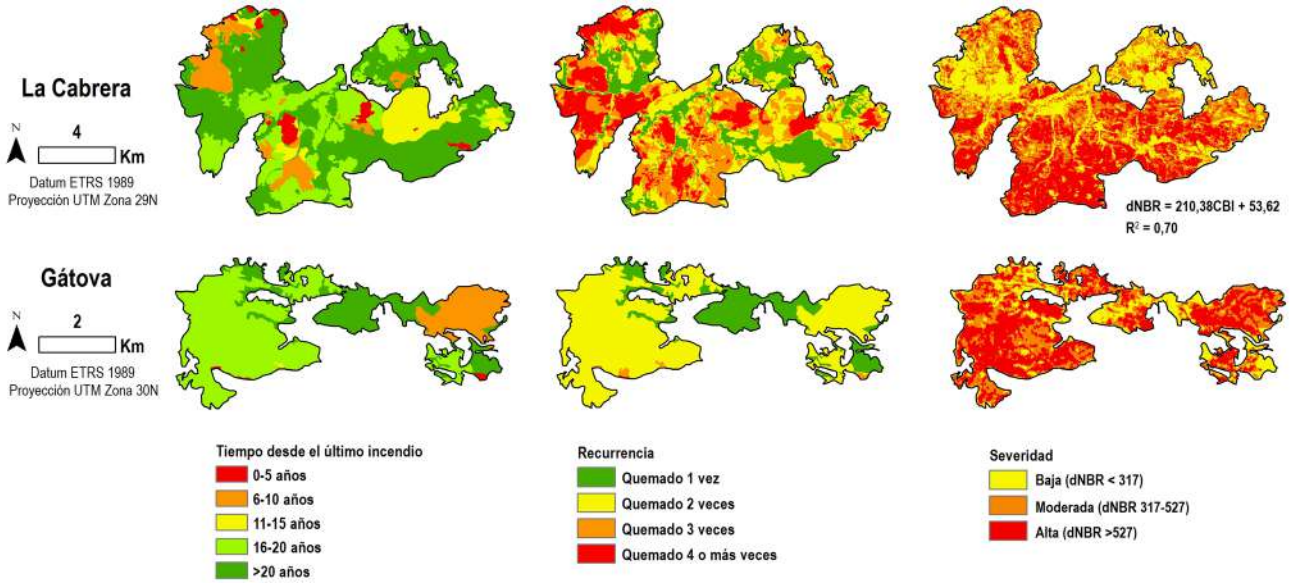


Figura 2. *Mapas de tiempo desde el último incendio, recurrencia y severidad de las dos zonas de estudio.*

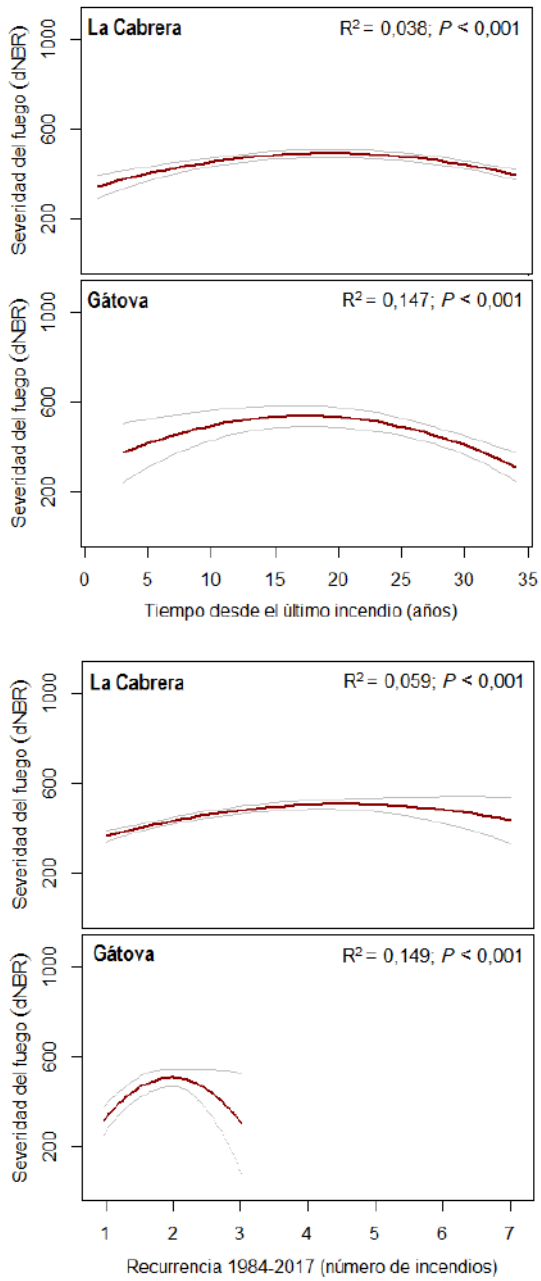


***Figura 3**. Severidad media e intervalos de confianza (±95%) predichos en función del tiempo desde el último incendio y de la recurrencia de incendios en las dos zonas de estudio.*

realizar futuros estudios en los que se profundice en el análisis de la influencia de la historia de incendios en la severidad teniendo en cuenta el tipo de ecosistema.

4. CONCLUSIONES

Este trabajo demuestra la utilidad de las imágenes de satélite para estudiar los atributos del régimen de incendios. La utilización de series temporales de imágenes Landsat permite caracterizar espacialmente el tiempo desde el último incendio, la recurrencia de incendios y la severidad en grandes extensiones.

Esta metodología representa la herramienta fundamental en el estudio de los condicionantes de la severidad del incendio. En este estudio llevado a cabo en las zonas de La Cabrera y Gátova se pone de manifiesto que el tiempo desde el último incendio y la recurrencia de incendios están relacionados con la severidad del incendio, si bien, sería necesario explorar la importancia de otras variables topográficas, meteorológicas y bióticas que podrían estar condicionando esta relación.

5. FINANCIACIÓN

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional mediante el proyecto FIRESEVES (AGL2017-86075-C2-1-R), y por la Junta de Castilla y León a través del proyecto SEFIRECYL (LE001P17). Víctor Fernández-García y José Manuel Fernández Guisuraga disfrutan de contratos predoctorales del Ministerio de Educación (FPU14/00636 y FPU16/03070 respectivamente). David Beltrán-Marcos y Rayo Pinto-Prieto disfrutan de contratos de personal técnico de apoyo a la investigación dentro del Sistema Nacional de Garantía Juvenil y cofinanciados por el Fondo Social Europeo y la Iniciativa de Empleo Juvenil de la Junta de Castilla y León.

6. BIBLIOGRAFÍA

Fernández-García, V., Fernández-Manso, A., Quintano, C., Marcos, E., Calvo, L. 2015. Elaboración de mapas de recurrencia de incendios forestales en la Sierra del Teleno utilizando imágenes Landsat (1978-2014). XVI Congreso de la AET. Sevilla, Spain.

Fernández-García, V., Santamarta, M., Fernández-Manso, A., Quintano, C., Marcos, E., Calvo, E. 2018. Burn severity metrics in fire-prone pine ecosystems along a climatic gradient using Landsat imagery. Remote Sensing of Environment 206, 205–217.

Key, C.H., Benson, N.C. 2006. Landscape Assessment (LA) sampling and analysis methods. USDA Forest Service General Techn. Rep RMRS-GTR-16

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 139-142. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Utilización de Vehículos Aéreos No-Tripulados (VANTs) e inteligencia artificial en la evaluación de la severidad de quemas prescritas en la Cordillera Cantábrica (España)

Pérez-Rodríguez, L.A.[(1)], Quintano, C.[(2)], Marcos, L.[(3)] Fernández-Manso, A.[(1)]
[(1)] Departamento de Ingeniería y Ciencias Agrarias, Universidad de León, Av. Astorga s/n, 24400-Ponferrada. España.
[(2)] Departamento de Tecnología Electrónica, Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible, Universidad de Valladolid – INIA, C/Francisco Mendizábal, s/n, 47014-Valladolid, España. menchu@tele.uva.es
[3)] Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Área de Ecología, Universidad de León, León, España.

Resumen: La consideración de las quemas prescritas como una herramienta de gestión para la prevención de incendios forestales se está utilizando en muchos países con problemas de grandes incendios. El conocimiento de la intensidad del fuego y el combustible vegetal eliminado es de gran interés para evaluar la eficacia de este tipo de actuaciones. Ambos parámetros están directamente relacionados con la severidad de quemado por lo que su evaluación es fundamental para predecir la evolución post-fuego de la zona quemada. En este estudio se realiza una evaluación de dos quemas prescritas en "La Sierra de Uría" (Ibias, Asturias) durante el mes de octubre de 2017. Utilizando un Vehículo Aéreo No-Tripulado (VANT) en el que se instaló una cámara multiespectral Parrot SEQUOIA se obtuvieron 4 imágenes de reflectancia de superficie en el verde (550 nm), rojo (660 nm), límite del rojo (735 nm) e infrarrojo cercano (790 nm) a muy alta resolución espacial (GSD 20 cm). En el estudio se replantearon 153 parcelas de campo en las que se midieron 3 niveles de severidad en el suelo y vegetación. Para establecer una relación entre los datos de campo y las imágenes tomadas por el VANT se utilizó inteligencia artificial, en concreto, un clasificador basado en una Red Neuronal Probabilística (RNP). La RNP diseñada tiene una estructura formada por cuatro capas (entrada, patrón, resumen y salida) con 4, 153, 3 y 3 neuronas respectivamente. La RNP es capaz de clasificar correctamente 84,31% de los niveles de severidad en vegetación y el 77,84% de los de suelo. Trabajos futuros de investigación deberán validar este trabajo en otras zonas de estudio, dentro de diferentes ecosistemas y con distintos regímenes de fuego.

Palabras clave: Vehículo Aéreo No-Tripulado VANT, quema prescrita, Parrot SEQUOIA, severidad de quemado, Red Neuronal Probabilística (RNP).

Using Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) and artificial inteligence to evaluate prescribed burns severity in the Cantabric range (Spain)

Abstract: The consideration of prescribed burns as a management tool for the prevention of forest fires is being considered in many countries with major firefighting problems. The knowledge of the actual burn severity and the eliminated vegetal fuel are of great interest to evaluate the effectiveness of this type of actions. Both parameters are directly related to the severity of burning, so their evaluation is fundamental to predict the post-fire evolution of the burned area. In this study an evaluation is made of two prescribed burns in "La Sierra de Uría" (Ibias, Asturias) during the month of October 2017. Using a Unmanned Aerial Vehicle (UAV) in which a Parrot multispectral camera was installed SEQUOIA 4 surface reflectance images were obtained in green (550 nm), red (660 nm), red-edge (735 nm) and near infrared (790 nm) at very high spatial resolution (GSD 20 cm). In the study, 153 field plots were re-planted in which 3 levels of severity in the soil and vegetation were measured. To establish a relationship between the field data and the images taken by the UAV, artificial intelligence was used, specifically, a classifier based on a Probabilistic Neural Network (PNN). The designed RNP has a structure formed by four layers (Input, pattern, summary and output) with 4, 153, 3 and 3 neurons respectively. The RNP is able to classify correctly 84.31% of the levels of severity in vegetation and 77.84% of those of soil. Future research work should validate this work in other study areas, within different ecosystems and with different fire regimes.

Keywords: *Unmanned Aerial Vehicules, UAVs; Prescribed burning; Parrot SEQUOIA; burn severity, Probabilistic Neural Network Classifier (PNN).*

1. INTRODUCCIÓN

Los Vehículos Aéreos No-Tripulados (VANTs o UAVs, por sus siglas en inglés) son una ayuda en el estudio de los incendios forestales que generalmente implica costos económicos más bajos que otras técnicas de teledetección al estudiar áreas relativamente pequeñas. Además su baja la velocidad y la altitud de vuelo permiten imágenes de muy alta resolución espacial, menor que 20 cm (Fernández-Guisuraga et al. 2018).

La quema prescrita puede definirse como el uso controlado del fuego para reducir la vegetación bajo unas condiciones específicas que permiten fijar la intensidad de fuego y la cantidad de combustible vegetal a eliminar según un objetivo propuesto. Conocer la intensidad real del fuego y el combustible vegetal eliminado es de gran

interés para evaluar la eficacia de este tipo de actuaciones. Ambos parámetros están directamente relacionados con la severidad de la quema, por lo que su evaluación es fundamental para predecir la evolución post-fuego de la zona quemada. Los niveles de severidad de las quemas prescritas presentan una elevada heterogeneidad espacial y dependerán de composición de la comunidad vegetal anterior al fuego y de las características ambientales durante la quema. Por lo tanto, el uso de imágenes de resolución espacial ultra-alta permitiría realizar estudios de las quemas prescritas para evaluar su eficacia y la efectividad de las acciones de manejo posteriores al incendio. Además, los VANT son flexibles en términos de adjuntar diferentes tipos de sensores (por ejemplo, RGB, multiespectral o LiDAR), que también permiten al operador programar el vuelo para recopilar datos sobre áreas objetivo.

Varios proyectos de investigación han utilizado sensores sobre VANT a bordo, con el objeto de estimar la capacidad de recuperación de la vegetación tras el fuego a partir de modelos de superficie digitales (McKenna et al. 2017, Fraser et al. 2017).

Las Redes Neuronales Artificiales (RNA) son un tipo de inteligencia artificial (IA) que están inspiradas en las redes neuronales biológicas del cerebro humano. Están constituidas por elementos que se comportan de forma similar a la neurona biológica en sus funciones más comunes. Estos elementos están organizados de una forma parecida a la que presenta el cerebro humano. Las RNA al margen de parecerse al cerebro presentan una serie de características propias del cerebro, aprenden de la experiencia, generalizan de ejemplos previos a ejemplos nuevos y abstraen las características principales de una serie de datos.

El objetivo principal de este estudio es evaluar la viabilidad de imágenes obtenidas a partir del sensor multiespectral implementado sombre un VANT para estudiar la severidad en quemas prescritas utilizando IA, en concreto una Red Neuronal Probabilística (RNP).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

El área de estudio está situada en "La Sierra de Uría" (Ibias, Asturias). En concreto las quemas prescritas se realizaron en la localización: 43°6'17'' N 6°50'52'' O (ver Figura 1). La zona tiene 1170 m altitud, 10% pendiente, Orientación Oeste. Cuarcitas, suelo muy orgánico y pedregoso, con textura arenosa. La vegetación actual de la zona corresponde a un brezal-tojal perteneciente a la asociación *Pterosparto-Ericetum aragonensis* subas. *ulicetosum breoganii* nova. La combinación florística de estos matorrales está constituida por diversos brezos como el "brezo rojo" (*Erica australis* subsp. *aragonensis*), la "argaña" (*Erica cinerea*), *Erica umbellata*, "brecina" (*Calluna vulgaris*) y "brezo cantábrico" (*Daboecia cantabrica*), junto con el "tojo breogani" (*Ulex gallii* subsp. *breoganii*) y la "carquexia" (*Pterospartum tridentatum* subsp. *lasianthum*. Combustible Modelo 6 de Rothermell (0,5-1,2 m).



Figura 1. *Localización del área de estudio y estado pre-quema y post-quema*

2.2. Material y Métodos

En el estudio se utilizaron imágenes tomadas con una cámara multiespectral Parrot SEQUOIA. La cámara tiene cuatro sensores monocromos de 1,2 megapíxeles que recopilan imágenes globales de obturadores a lo largo de cuatro bandas espectrales discretas: verde (longitud de onda central -CW-: 550 nm; ancho de banda -BW-: 40 nm), rojo (CW: 660 nm; BW: 40 nm), borde rojo (CW: 735 nm; BW: 10 nm) e infrarrojo cercano (CW: 790 nm; BW: 40 nm). Los campos de visión horizontal (HFOV), vertical (VFOV) y diagonal (DFOV) de la cámara multiespectral son 70,6°, 52,6° y 89,6°, respectivamente, con una longitud focal de 4 mm.

Con una altitud media de vuelo de 120 m, se consiguió una distancia de muestreo en tierra (GSD) de 14,4 cm. La cámara se incluye con un sensor de irradiancia para registrar las condiciones de luz. Cada ajuste de captura de imagen se guarda en un archivo de metadatos de texto junto con los datos del sensor de irradiancia. Toda esta información se tiene en cuenta durante la etapa de pre-procesamiento para obtener valores de reflectancia absolutos para el producto final. Como salida se obtuvieron cuatro imágenes de reflectancia de superficie con un GSD de 20 cm (ver Figura 2).

El área de vuelo cubierta por el VANT fue de 0,9151 km^2 (91,5137 ha). El vuelo se realizó dos semanas después de la quema (07-11-2017).

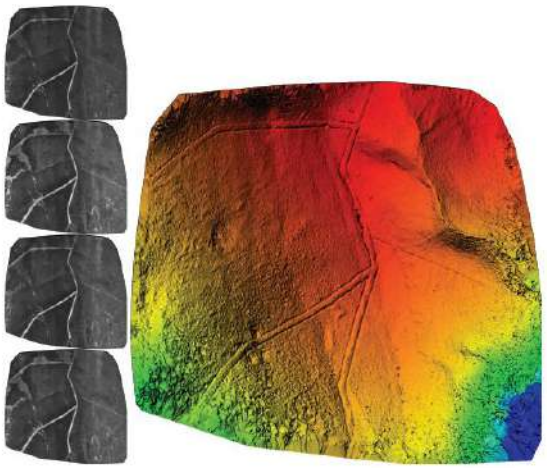


Figura 2. *Imágenes de reflectividades (izquierda) y Modelos digitales de superficie de la zona de estudio (derecha).*

En el experimento se realizaron 2 quemas prescritas. En la primera parcela (denominada "Uría verano") de 7 ha de superficie se realizó la quema controlada el 8-10-2017 y una segunda parcela contigua ("Uría invierno") también de 7 ha el 15-10-2017. Para el estudio se midieron 153 parcelas de 1×1 m donde se realizaron las estimaciones de severidad del suelo y de la vegetación adaptando la metodología propuesta (Key y Benson, 2006) completado con la medición de diámetro apical de la vegetación quemada.

Para el análisis de datos se utilizó Red Neuronal Probabilística (RNP) que ejecuta un método no paramétrico para clasificar las observaciones. Las principales ventajas de las RNP en comparación con los perceptrones multicapa es que son más rápidas y son relativamente insensibles a valores con ruido (Specht, 1990). Más que hacer supuestos sobre la naturaleza de la distribución de las variables dentro de cada grupo, la RNP construye una estimación no paramétrica de la función de densidad de cada grupo en una localización deseada basada en las observaciones colindantes a ese grupo. La estimación se construye usando una ventana de Parzen que pondera observaciones de cada grupo de acuerdo con su distancia a la localización especificada. Las observaciones son asignadas a los grupos con base en el producto de tres factores: (1) la función de densidad estimada en la vecindad del punto, (2) las probabilidades previas de pertenecer a cada grupo y (3) el costo de clasificar incorrectamente casos que pertenecen a un grupo dado. La RNP permite que la esfera de influencia de la función de ponderación de Parzen pueda ser definida por el usuario u optimizada vía *jackknifing*.

En la figura 3 se puede observar la estructura de la RNP desarrollado en este estudio que consta de (1) una capa de entrada con 4 neuronas (una para cada variable de entrada), (2) una capa patrón con 153 neuronas (una para cada caso que se usará para entrenar a la red), (3) un capa de resumen con 3 neuronas (una para cada clase de salida) y (4) una capa de salida, que también tiene una neurona binaria para cada clase de salida que se enciende o apaga dependiendo de si un caso se asigna o no al grupo correspondiente.

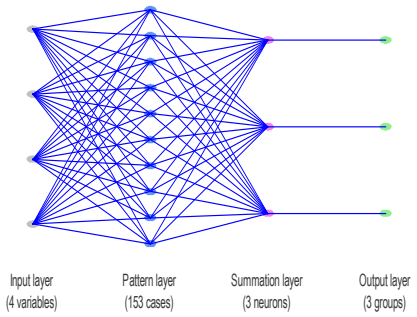


Figura 3. *Clasificador Probabilístico de Redes Neurales desarrollado en el estudio.*

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el gráfico matricial (Figura 4) se representa la dispersión de los valores que en las 4 bandas del sensor *Parrot SEQUOIA* tiene los niveles de severidad de la vegetación (NS) de las parcelas de muestreo. Esta gráfica matricial nos ha permitido obtener una visión inicial de las relaciones entre las bandas para los distintos NS. Los diagramas de dispersión entre Green-Red son casi lineales y muestran la alta correlación entre las bandas y la baja separabilidad entre NS. Esta linealidad se observa también *Rededge* – NIR pero con separabilidad entre la zona no quemada y el resto. Por el contrario, los diagramas de dispersión entre *Green-Red* frente a *Rededge* o *Green-Red* frente NIR tienen una forma triangular, y muestran muy poca confusión entre los diferentes NS.

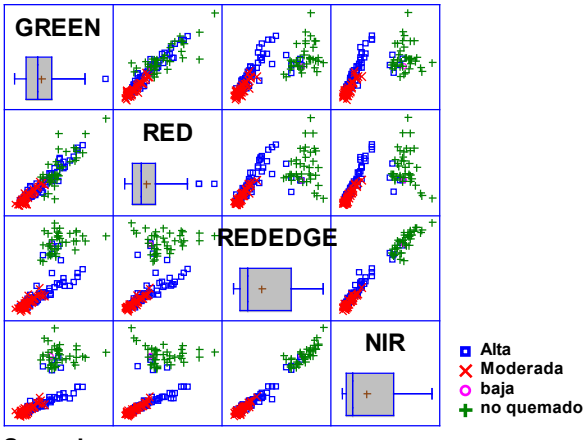


Figura 4. *Dispersión de los valores en las 4 bandas del sensor Parrot SEQUOIA para los 4 NS en vegetación.*

Fernández-Manso et al. (2016) utilizando índices espectrales MSI (Sentinel-2a) demostraron que los más adecuados para discriminar niveles de severidad son los índices basados en la banda B5 de Sentinel-2 (*Rededge*) principalmente asociados a variaciones en el contenido de clorofila, y NIR, relacionados con variaciones en la estructura de la hoja.

En la tabla 1 se representan los porcentajes de clasificación correctamente con la RNP para vegetación y suelos en los 3 NS. Como se puede observar se obtienen mejores resultados en vegetación (84,31%) que en suelo (77,84%). Marcos et al. (2018) encontraron en su experimento

utilizando imágenes ETM+ del Landsat 7 que los cambios en las propiedades del suelo afectadas por incendios forestales solo se observaron suelo con la alta severidad. En la tabla 1 también se puede observar que aunque el porcentaje de acierto global en suelo es menor en los niveles de severidad moderada – baja la RNP llega a clasificar correctamente un 64,0%. Este resultado plantea que la utilización de la banda rededge a muy alta resolución espacial puede ser sensible a los niveles de severidad en suelo.

Tabla 1. *Porcentajes de clasificación correctamente con la RNP para Vegetación y suelos en los 3 NS.*

Niveles de severidad	Observaciones	Clasificado correctamente (%)	
		Vegetación	Suelo
Alta	88	87,5	75,0
Moderada - baja	25	48,0	64,0
No quemado	40	100,0	100,0
Total	153	84,31	77,84

La figura 5 representa el gráfico de clasificación para la combinación de las bandas Rededge-NIR, Se pueden observar nítidamente tres regiones regulares que corresponden a los 2 NS y al no quemado.

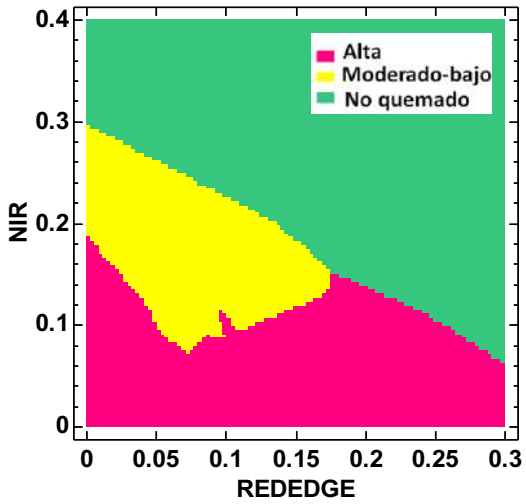


Figura 5*. Gráfico de clasificación de severidad del suelo y de la vegetación.*

4. CONCLUSIONES

Las imágenes de reflectividad obtenidas con una cámara multiespectral Parrot SEQUOIA implementada en un VANT han sido utilizadas para el estudio de severidad de suelo y vegetación a muy alta resolución espacial. La utilización de inteligencia artificial, en concreto, la RNP diseñada es capaz de clasificar correctamente 84,31% de los niveles de severidad en vegetación y el 77,84% de los de suelo. Estos resultados pueden contribuir a evaluar con precisión quemas prescritas y aumentar la adecuación de las estrategias para la cuantificación de su utilidad. Sin embargo, se necesitan investigaciones futuras para extender las conclusiones de este trabajo preliminar a otros ecosistemas y regímenes de incendios forestales.

5. AGRADECIMIENTOS

El trabajo se enmarca dentro de los proyectos: FIRESEVES (AGL2017-86075-C2-1-R) financiado por el ministerio español de Economía y Competitividad y el Fondo de desarrollo Regional Europeo, y SEFIRECYL (LE001P17), financiado por el gobierno de la comunidad autonómica de Castilla y León. Los autores quieren agradecer la colaboración en el estudio de la empresa Heligrafics,

6. BIBLIOGRAFÍA

Fernández-Guisuraga, J.M., Sanz-Ablanedo, E., Suárez-Seoane, S., Calvo, L. 2018. *Using Unmanned Aerial Vehicles in Postfire Vegetation Survey Campaigns through Large and Heterogeneous Areas: Opportunities and Challenges.* Sensors. 18 (2).

Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O., Quintano; C. 2016. *SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity*. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation. 50, 170-175.

Fraser, R.H., van der Sluijs, J., Hall, R.J. *Calibrating Satellite-Based Indices of Burn Severity from UAV-Derived Metrics of a Burned Boreal Forest in NWT*, Canada. Remote Sens. 2017, 9, 279.

Key, C.H., Benson, N.C., 2006. *Landscape Assessment (LA). FIREMON: Fire effectsmonitoring and inventory system.* Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD. U.S.Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station,Fort Collins, CO.

Marcos, E., Fernández-García, V., Fernández-Manso, A., Quintano, C., Valbuena, L., LuisCalabuig, E., Calvo, L. 2018. *Evaluation of Composite Burn Index and Land Surface Temperature for Assessing Soil Burn Severity in Mediterranean Fire-Prone Pine Ecosystems*. Forests 9(8)

McKenna, P., Erskine, P.D., Lechner, A.M., Phinn, S. *Measuring fire severity using UAV imagery in semi-arid central Queensland*, Australia. Int. J. Remote Sens. 2017, 38, 4244–4264.

Specht, D. F. 1990. *Probabilistic neural network*. Neural Networks 3: 109-118.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 143-146. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Índices espectrales Sentinel-2 para discriminación de severidad de quemado

Fernández-Manso, A.[(1)], Quintano, C.[(2)], Fernández-García, V.[(3)], Calvo, L.[(3)]
[(1)] Departamento de Ingeniería y Ciencias Agrarias, Universidad de León, Av. Astorga s/n, 24400-Ponferrada, España.
[(2)] Departamento de Tecnología Electrónica, Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible, Universidad de Valladolid-INIA, C/Francisco Mendizábal, s/n, 47014-Valladolid, España.
[(3)] Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Área de Ecología, Universidad de León, León, España.

Resumen: Los incendios forestales producen numerosas pérdidas (económicas, medioambientales, y en ocasiones también de vidas humanas) en los ecosistemas mediterráneos europeos. El análisis de daños ocasionados por incendios forestales basado en imágenes de satélite está demostrando ser una herramienta útil para la gestión forestal post-incendio. A escala media (<100 m/píxel), las imágenes del satélite Landsat han sido las más comúnmente utilizadas. Sin embargo, los nuevos satélites Sentinel-2 brindan una oportunidad para mejorar el análisis de daños post-incendio. Este trabajo presenta un estudio sobre el nivel de severidad de afectación de la vegetación por el incendio forestal (14,13 km^2) ocurrido en Gátova (Valencia) en Junio de 2017, basado en índices espectrales obtenidos a partir de imágenes Sentinel-2 MultiSpectral Instrument (MSI), haciendo especial énfasis en los derivados de las bandas del límite del rojo (*red-edge*). El informe oficial realizado por la Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana proporcionó la referencia verdad-terreno necesaria para validad el estudio. Un análisis de varianza ANOVA permitió demostrar que los índices que utilizan las bandas "*red-edge*" del Sentinel-2 MSI proporcionan una estimación de los daños con una fiabilidad adecuada permitiendo discriminar hasta tres niveles de severidad. Trabajos futuros de investigación deberán validar este trabajo en otras zonas de estudio, dentro de diferentes ecosistemas y con distintos regímenes de fuego.

Palabras clave: Sentinel-2, incendios forestales, severidad de quemado, ANOVA.

Spectral indices with Sentinel-2 to discriminate burn severity

Abstract: *Forest fires cause numerous losses (economic, environmental, and sometimes also human lives) in European Mediterranean ecosystems. Fire damage maps based on satellite imagery are an important tool for post-fire forest management. Landsat data have been the most commonly used at medium scale (<100 m/pixel). The new satellites Sentinel-2, however, provide an opportunity for post-fire damage analysis. Our work studies burn severity from Sentinel-2 MultiSpectral Instrument (MSI) spectral indices, focusing on indices based on red-edge wavelengths. The study area is the windland fire happened in Gátova (Valencia, Spain) in June 2017 (14.13 km^2). The official report from Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana acted as ground reference to assess the study. One-way ANOVA variance analysis enabled to show that Sentinel-2 red-edge based spectral indices allow accurate fire damage estimation even with three levels of severity. Future research should validate the proposed methodology in other study areas, within different ecosystems and fire regimes.*

Keywords: *Sentinel-2, forest fire, burn severity, multinomial logistic analysis.*

1. INTRODUCCIÓN

El uso de teledetección para la gestión de las zonas quemadas se desarrolló en las últimas décadas como se puede comprobar en la literatura disponible que aborda el tema, con la utilización de diferentes sensores y técnicas (Chuvieco, 2009). Los índices y variables derivadas de sensores remotos de mediana y alta resolución se presentan como alternativas de interés para estudio de las zonas quemadas.

En este contexto, el Programa Europeo de Vigilancia Ambiental Copernicus dispone de los satélites Sentinel-2. El sensor *MultiSpectral Instrument* (MSI) a bordo de de la serie de satélites Sentinel-2 registra datos, además de en las regiones espectrales habituales, en el rango del límite del rojo (*red-edge*) cuya utilidad ha sido probada en aplicaciones agrícolas (Shang et al., 2015); clasificación de uso del suelo y cubierta de la Tierra (Schuster et al., 2012); y el seguimiento de la cubierta forestal (Adamczyk y Osberger, 2015). Sin embargo, apenas hay referencias de estudios que relacionen las bandas "*red-edge*" y el nivel de severidad de quemado, excepto los trabajos de Chuvieco et al. (2006), Fernández-Manso et al. (2016) y Filipponi (2018). Todos ellos indican que los índices estándar basados en bandas rojas e infrarrojas cercanas mejoran su comportamiento en relación al estudio de daño ocasionado por el fuego cuando se utilizan también bandas "*red-edge*". Los dos últimos estudios están basados en datos Sentinel 2- MSI.

Así, nuestro trabajo se centrará en analizar diferentes índices espectrales que utilizan bandas "*red-edge*" de una imagen post-incendio Sentinel-2 MSI e identificar cuál de ellos permite una discriminación significativa de tres diferentes niveles de severidad (alta, moderada y baja). El comportamiento de estos índices en relación a la severidad de quemado será comparado con el comportamiento de índices espectrales considerados referentes en este ámbito.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

El área de estudio está situada en los términos municipales de Gátova, Altura y Segorbe (Valencia), donde se produjo un incendio forestal del 28 de Junio al 2 de Julio de 2017, con una superficie afectada de 14,13 km^2 según estimación de la Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana (Figura).



Figura 1. *Localización del área de estudio.*

La zona afectada por el incendio forestal, que ha sido afectada periódicamente por incendios desde que se tienen registros cartográficos, se caracteriza por presentar un relieve heterogéneo, con una zona claramente montañosa en la parte sur-occidental (cotas entorno a los 800 m). La litología presenta dos grandes zonas, la parte más occidental con materiales originarios del Buntsandstein; la zona central con materiales calizos y margosos del Muscheltalk y Keuper, y la zona oriental (zona de Los Titonares) con materiales calizos y aluviales del Terciario. La temperatura media anual oscila entre 15 y 16°C, con una precipitación media anual próxima a los 500 mm. Finalmente, el área afectada está dominada por el piso bioclimático mesomediterráneo. La vegetación forestal afectada por el incendio estaba dominada principalmente por pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis*) y matorrales, con especies tanto rebrotadoras como germinadoras. Los alcornocales, por el contario, no se vieron afectados por el incendio (Baeza et al., 2017).

2.2. Material

Una imagen Sentinel-2A MSI (nivel de procesamiento L2A) adquirida el 5 Julio de 2017 fue descargada del Centro de Datos Científicos de la ESA como base del estudio. El nivel de procesamiento 2A incluye correcciones radiométricas y geométricas con precisión subpíxel, y conversión a reflectividad BOA -*Bottom Of Atmosphere*- en proyección UTM/WGS84 (ESA, 2017). Además, el mapa oficial de severidad realizado por la Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana (SPIF, 2017) se utilizó como referencia-terreno para validar el estudio.

2.3. Métodos

A partir de las bandas Sentinel-2A MSI escaladas en reflectancia superficial y homogeneizada su resolución espacial a 20 m, se calcularon un conjunto de índices espectrales con potencialidad para identificar zonas quemadas y nivel de afectación de la vegetación. El trabajo se centró principalmente en aquellos índices que utilizan las bandas del "*red-edge*". La selección de los índices se basó en los estudios previos de Segl et al. (2015), Hill (2013), Shang et al. (2015) y Fernández-Manso et al. (2016). En total se analizaron 14 índices espectrales (Tabla 1).

Tabla 1. *Formulación de los índices espectrales del estudio.*

Acrónimo	Índice Espectral	Ecuación	Referencia
NDVI	*Normalized Difference Vegetation Index*	$\frac{(B8 - B4)}{(B8 + B4)}$	Tucker (1979)
NBR	*Normalized Burn Ratio*	$\frac{(B8 - B12)}{(B8 + B12)}$	Key and Benson (2006)
NDVIre1	*Normalized Difference Vegetation Index red-edge 1*	$\frac{(B8 - B5)}{(B8 + B5)}$	Gitelson and Merzlyak (1994)
NDVIre1n	*Normalized Difference Vegetation Index red-edge 1 narrow*	$\frac{(B8a - B5)}{(B8a + B5)}$	Fernández-Manso et al. (2016)
PSRI	*Plant Senescence Reflectance Index*	$\frac{(B4 - B3)}{(B6)}$	Merzlyak et al. (1999)
CIre	*Chlorophyll Index red-edge*	$\frac{(B7)}{(B5)} - 1$	Gitelson et al. (2003)
NDre1	*Normalized Difference red-edge 1*	$\frac{(B6 - B5)}{(B6 + B5)}$	Gitelson and Merzlyak (1994)
NDre1m	*Normalized Difference red-edge 1 modified*	$\frac{(B6 - B5)}{(B6 + B5 - 2B1)}$	Sims and Gamon (2000)
NDre2	*Normalized Difference red-edge 2*	$\frac{(B7 - B5)}{(B7 + B5)}$	Barnes et al. (2000)
NDre2m	*Normalized Difference red-edge 2 modified*	$\frac{(B7 - B2)}{(B7 + B5 - 2B2)}$	Sims and Gamon (2000)
SRre1	*Simple Ratio red-edge 1*	$\frac{(B6 - B2)}{(B5 - B2)}$	Sims and Gamon (2000)
SRre2	*Simple Ratio red-edge 2*	$\frac{(B7 - B2)}{(B5 - B2)}$	Sims and Gamon (2000)
MSRre	*Modified Simple Ratio red-edge*	$\frac{(B8/B5) - 1}{\sqrt{(B8/B5) + 1}}$	Chen (1996)
MSRren	*Modified Simple Ratio red-edge narrow*	$\frac{(B8a/B5) - 1}{\sqrt{(B8a/B5) + 1}}$	Fernández-Manso et al. (2016)

Bandas Sentinel-2: B2 (490 nm), B3 (560 nm), B4 (665 nm) B5 (705 nm), B6 (740 nm), B7 (783 nm), B8 (842 nm), B8a (865 nm), y B12 (2190 nm).

Un total de 720 parcelas (246, nivel de severidad alto, 194, nivel de severidad moderado, 108, nivel de severidad bajo, y 172, no quemado) se definieron realizando un muestreo aleatorio sobre la imagen referencia-terrena.

Los valores digitales medios de los diferentes índices espectrales calculados en cada parcela considerada fueron extraídos para formar la base de datos de trabajo.

A continuación, la relación entre dichos valores y la severidad de quemado fue analizada mediante un análisis de varianza ANOVA en el que los valores de dichos índices se agruparon por clase de severidad de quemado: alta, moderada, baja y no quemado. El test *Fisher's Least Significant Difference* (LSD) determinó qué valores medio de las muestras fueron significativamente diferentes del resto de valores medios. Esta técnica ya ha mostrado su utilidad en estudios previos (ej. Edwards et al., 2013, Quintano et al., 2015),

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 2 se muestran los resultados del análisis ANOVA realizado. El índice NDre2, junto con el de referencia NBR, permitieron distinguir significativamente (p-valor < 0,05) los tres niveles de severidad de quemado utilizados (sombreado gris oscuro). Sin embargo, la mayor parte de los índices utilizados solo fueron capaces de discernir dos de ellos, en unos casos el nivel moderado se confundió con el nivel alto y en otros con el bajo (sombreado gris claro). Finalmente, PSRI y SRre2 sólo permitieron discriminar la zona quemada de la no quemada (sin sombreado).

Tabla 2. *LSD (Fisher's Least Significant Difference) test para los diferentes índices espectrales y niveles de severidad de quemado.*

Niveles de severidad de quemado	Índices espectrales					
	NDVI		NBR		NDVIre1	
	μ	HG	μ	HG	μ	HG
Alto	0,15	a	-0,33	a	0,08	a
Moderado	0,17	a	-0,26	b	0,09	b
Bajo	0,22	b	-0,17	c	0,11	b
No quem.	0,44	c	0,16	d	0,25	c
	NDVIre1n		PSRI		CIre	
	μ	HG	μ	HG	μ	HG
Alto	0,12	a	0,17	a	0,13	a
Moderado	0,13	b	0,17	a	0,17	a
Bajo	0,15	b	0,15	a	0,22	b
No quem.	0,28	c	0,05	b	0,66	c
	NDre1		NDre1m		NDre2	
	μ	HG	μ	HG	μ	HG
Alto	0,02	a	0,06	a	0,06	a
Moderado	0,04	b	0,07	a	0,07	b
Bajo	0,05	b	0,10	b	0,09	c
No quem.	0,19	c	0,27	c	0,23	d
	NDre2m		SRre1		SRre2	
	μ	HG	μ	HG	μ	HG
Alto	0,15	a	1,12	a	1,41	a
Moderado	0,15	a	1,19	b	1,46	a
Bajo	0,18	b	1,25	b	1,50	a
No quem.	0,33	c	1,80	c	2,06	b
	MSRre		MSRren			
	μ	HG	μ	HG		
Alto	0,09	a	0,13	a		
Moderado	0,10	b	0,15	b		
Bajo	0,12	b	0,17	b		
No quem.	0,31	c	0,34	c		

m: valor medio; HG: grupos homogéneos, diferentes letras en la columna HG indican un grupo de medias entre las que no hay diferencias significativas (p-valor < 0,05).

Nuestros resultados difieren en cierta medida con resultados de trabajos previos. Fernández-Manso et al. (2016) en un estudio sobre severidad, encontraron que las versiones NDVI basadas en el NIR y longitudes de onda de "*red-edge*" cercanas a rojo (NDVIre1, NDVIre1n) proporcionan un estadístico pseudo-R^2 mayor que NDVI cuando se relacionaron con mediciones de severidad de incendio. En nuestro caso, esto no ha sido así y tanto NDVI, como sus versiones "*red-edge*" permitieron distinguir sólo dos niveles de severidad. Sin embargo, el índice NDre2, basado exclusivamente en longitudes de onda "*red-egde*" sí discriminó tres niveles de severidad. NBR, el índice referencia, permitió distinguir tres niveles de severidad lo que corrobora su empleo como indicador de la severidad de quemado, como numerosos trabajos previos han demostrado (ej. Botella-Martínez y Fernández-Manso, 2017). Por otra parte, el presente estudio no halló diferencias importantes entre los índices espectrales basados en el NIR de banda ancha (b8) y los mismos índices basados en el NIR de banda estrecha (b8a). Así, NDVIre1 y NDVIre1n, y MSRre y MSRren tuvieron un comportamiento similar.

4. CONCLUSIONES

Los índices espectrales Sentinel-2 MSI más adecuados para discriminar el nivel de severidad son los índices basados en NIR, SWIR y longitudes de onda "*red-edge*", asociadas principalmente a variaciones en la estructura foliar y en el contenido de clorofila, respectivamente. Los datos del sensor MSI de Sentinel-2, con mayores resoluciones espectrales, espaciales y temporales que los datos del sensor OLI del Landsat-8, pueden contribuir a evaluar con precisión el área quemada y aumentar la adecuación de las estrategias para la cuantificación de daños. Sin embargo, se necesitan investigaciones futuras para extender las conclusiones de este trabajo preliminar a otros ecosistemas y regímenes de incendios forestales.

5. AGRADECIMIENTOS

El trabajo se enmarca dentro de los proyectos: FIRESEVES (AGL2017-86075-C2-1-R) financiado por el ministerio español de Economía y Competitividad y el Fondo de desarrollo Regional Europeo, y SEFIRECYL (LE001P17), financiado por el gobierno de la comunidad autonómica de Castilla y León.

6. BIBLIOGRAFÍA

Adamczyk, J., Osberger, A. 2015. *Red-edge vegetation indices for detecting and assessing disturbances in Norway spruce dominated mountain.* International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 37, 90-99.

Baeza, J., Vilagrosa, A., Alloza, J.A., Vallejo, R. 2017. *Informe para Consejería de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural.* Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo.

Barnes, E.M., Clarke, T.R., Richards, S.E., Colaizzi, P.D., Haberland, J., Kostrzewski, M., Waller, P., Choi, C., Riley, E., Thompson, T., Lascano, R.J., Li, H., Moran, M.S. 2000. *Coincident detection of crop water stress, nitrogen status and canopy density using ground-based multispectral data.* Proceedings of the Fifth International Conference on Precision Agriculture, Bloomington, MN, USA, 16–19 July 2000.

Botella-Martínez, M.A., Fernández-Manso, A. 2017. *Study of post-fire severity in the Valencia region comparing the NBR, RdNBR and RBR indexes derived from Landsat 8 images.* Spanish Journal of Remote Sensing/ Revista de Teledetección *(RAET), 49, 33-47.*

Chen, J. 1996. *Evaluation of Vegetation Indices and Modified Simple Ratio for Boreal Applications.* Canadian Journal of Remote Sensing, 22, 229-242.

Chuvieco, E., Riaño, D., Danson, F.M., Martín, P. 2006. *Use of radiative transfer model to simulate to postfire spectral response to burn severity*. Journal of Geophysical Research, 111, G04S09.

Chuvieco, E. (Ed). 2009. *Earth Observation of Wildland Fires in Mediterranean Ecosystems*. New York: Springer.

Edwards, A.C., Maier, S.W., Hutley, L.B., Williams, R.J., Russell-Smith, J., 2013. *Spectral analysis of fire severity in north Australian tropical savannas.* Remote Sensing of Environment, 136, 56–65.

ESA, European Spatial Agency. 2017. *L2A Product Definition Document.* Reference: S2-PDGS-MPC-L2A-PDD-V14.2. Issue: 4.6. Date: 2017-06-23.

Fernández-Manso, A. Fernández-Manso, O., Quintano; C. 2016. *SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity*. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation. 50, 170-175.

Filipponi, F. 2018. *BAIS2: Burned Area Index for Sentinel-2.* Proceeding of the 2nd International Electronic Conference on Remote Sensing 2(7), 364

Gitelson, A.A., Gritz, Y., Merzlyak, M. 2003. *Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves*. Journal of Plant Physiology, 160, 271–282.

Gitelson, A., Merzlyak M.N. 1994. *Spectral re- flectance changes associated with autmn senescence of aesculus hippocastanum L. and Acer platanoides L. leaves: Spectral features and relation to chlorophyll estimation.* Journal of Plant Physiology, 143, 286-292.

Hill, M.J. 2013. *Vegetation index suites as indicators of vegetation state in grassland and savanna: An analysis with simulated SENTINEL-2 data for a North American transect.* Remote Sensing of Environment, 137, 94–111.

Key, C.H., Benson, N.C. 2006. *Landscape assessment: Sampling and analysis methods: Firemon: Fire effects monitoring and inventory system.* General Technical Report. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins CO., RMRS-GTR-164-CD.

Merzlyak, J.R., Gitelson, A.A., Chivkunova, O.B., Rakitin, V.Y. 1999. *Non-destructive optical detection of pigment changes during leaf senescence and fruit ripening.* Physiologia Plantarum, 106, 135-141.

Quintano, C., Fernández-Manso, A., Calvo, L., Marcos, E., Valbuena, L. 2015. *Land surface temperature as potential indicator of burn severity inforest Mediterranean ecosystems.* International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 36, 1-12.

Schuster, C., Förster, M., Kleinschmit, B. 2012. *Testing the red-edge channel for improving land-use classifications based on high-resolution multi-spectral satellite data*. International Journal of Remote Sensing, 33, 5583–5599.

Tucker, C.J. 1979. *Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation.* Remote Sensing of Environment, 8, 127-150.

Segl, K., Guanter, L., Gascon, F., Kuester, T., Rogass, C., Mielke, C. 2015. *S2eteS: And end-to-end modelling tool for the simulation of Sentinel-2 image products.* IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 53, 5560-5571.

Servicio prevención incendios forestales (SPIF). 2017. *Informe post-incendio Gátova.* Generalitat Valenciana

Shang, J., Liu, J., Ma, B., Zhao, T., Jiao, X., Geng, X., Huffman, T., Kovacs, J.M., Walters, D. 2015. *Mapping spatial variability of crop growth conditions using RapidEye data in Northern* Ontario, Canada. Remote Sensing of Environment, 168, 113–125.

Sims, D., Gamon, J. 2002. *Relationships Between Leaf Pigment Content and Spectral Reflectance Across a Wide Range of Species, Leaf Structures and Developmental Stages.* Remote Sensing of Environment, 81, 337-354.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 147-150. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Evaluación del uso de teledetección para la caracterización de la severidad sobre la vegetación tras incendios forestales en Galicia

Fernández-Alonso, J.M.[(1)], Fernández, C.[(1)], Sobrino, J.A. [(2)], Llorens, R.[(2)]
[(1)] Dpto. Protección Forestal. Centro de Investigación Forestal de Lourizán. Aptdo. de correos 127.
36080 Pontevedra, España. txema182@gmail.com
[(2)] Unidad de Cambio Global, Laboratorio de Procesado de Imagen. Parque Tecnológico, Universidad de Valencia.
46980 Paterna, Valencia, España.

Resumen: La determinación rápida del efecto del fuego sobre un territorio determina el éxito de las tareas de estabilización, que son realizadas en un contexto de urgencia y medios limitados. Los diagnósticos de severidad del fuego sobre una zona se apoyan en información remota con la elaboración de distintos índices espectrales. A pesar del innegable avance que esto supone, existen componentes como la severidad del fuego sobre la vegetación y las coberturas resultantes post-incendio que no siempre son adecuadamente capturadas. Este estudio empleó información de campo de tres incendios forestales en Galicia para evaluar la capacidad de distintos índices para discriminar las áreas que quedan desprovistas de vegetación tras un incendio. El índice NBR post-incendio mostró la mejor capacidad predictiva, con porcentajes de acierto superiores al 90%, lo cual permitiría emplearlo en sistemas de apoyo a la decisión.

Palabras clave: severidad, incendios forestales, índices espectrales, clasificación.

Evaluating the use of remote sensing for the characterization of vegetation burn severity in Galicia

Abstract: *The determination of the burn severity on a forest ecosystem is key to ensure the success of the stabilization works, under an emergence context. Burn severity diagnoses use to rely on earth observation data and indices, which implies a great advance. However, new knowledge is needed to characterise forest components as the post-fire cover. This study used data from 3 wildfires in Galicia to improve the classification of vegetation cover types after fire occurrence. NRB post-fire index showed the best capacity, and those results may be used to support decision making.*

Keywords: *burn severity, wildfire, spectral indices, classification techniques.*

1. INTRODUCCIÓN

La determinación del grado de afección por un incendio sobre un ecosistema forestal es esencial para determinar sus potenciales efectos ecológicos (Keeley, 2009), así como para planificar las acciones de rehabilitación (Cerda, 2009). Un incendio forestal puede consumir por completo la cobertura vegetal y dejar el suelo expuesto a la erosión hídrica por efecto de la lluvia (Fernández et al., 2011). Esto supone un grave riesgo de degradación de la fertilidad de los ecosistemas y de efectos negativos en cauces (Benavides-Solorio y MacDonald, 2005). En regiones como Galicia, donde existe una muy alta incidencia de incendios forestales y se han llegado a registrar tasas de erosión post-incendio superiores a 50 t/ha·año (Fernández y Vega, 2016), es esencial realizar actuaciones de estabilización previas a la llegada de las lluvias de otoño (Vega et al., 2013). Además, la planificación de estas actividades precisa de metodologías que permitan determinar el efecto del fuego sobre grandes extensiones de territorio y en un corto período de tiempo (Vega et al., 2013).

La evaluación de la severidad supone un desafío importante, ya que el fuego presenta múltiples efectos (Morgan et al., 2014). La severidad post-incendio a corto plazo se ha evaluado mediante información obtenida mediante teledetección (Arellano et al., 2017; Epting et al., 2005; French et al., 2008). Muchos de estos estudios residen en la comparación de distintos índices espectrales, como son el *differenced normalized burn ratio* (dNBR) (Key y Benson, 2006b), el *relative differenced normalized burn ratio* (RdNBR) (Miller y Thode, 2007), el *relativized burn ratio* (RBR) (Parks et al., 2014) o el *differenced normalized difference vegetation index* (dNDVI) (Epting et al., 2005), frente a datos sobre el efecto del fuego recogidos *in situ*. La "verdad terreno" es medida generalmente mediante el uso del índice *composite burning index* CBI (Arellano et al., 2017; Chen et al., 2011; Epting et al., 2005; Hall et al., 2008). Este índice recoge los efectos del fuego sobre cinco estratos de vegetación y suelo forestal y los combina en un único valor final (Key y Benson, 2006a).

El apoyo que proporciona la teledetección, y los modelos predictivos desarrollados, a la toma de decisión es innegable por su rapidez y eficacia. No obstante, para conocer en profundidad los efectos del fuego y optimizar la toma de decisión, resulta esencial desagregar esos efectos en los distintos componentes del ecosistema en vez de combinarlos en un único índice (Morgan et al., 2014). Esta caracterización específica resulta útil para definir medidas de gestión concretas. Para ello, algunos autores han apuntado a la necesidad de clasificar los paisajes resultantes de incendio forestal en distintas categorías de cobertura o según el efecto del fuego en ciertos componentes (Escuin et al., 2008; Miller et al., 2009), mientras índices como el dNBR siguen resultando útiles para evaluar grado de cambio debido al fuego (Kokaly et al., 2007).

En la planificación de acciones urgentes de estabilización tras incendio, un aspecto clave es la determinación de qué áreas del territorio experimentaron una consunción completa de la cobertura vegetal tras el paso del fuego, y, por tanto, quedarán más expuestas a una potencial erosión del suelo (Vega et al., 2013). Por ello, el objetivo de este trabajo es evaluar el desempeño de índices derivados de observación remota en la caracterización de coberturas de vegetación post-incendio y proveer una nueva herramienta para la evaluación rápida e identificación de zonas prioritarias en áreas quemadas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Áreas de estudio

Para el presente estudio se seleccionaron tres grandes incendios forestales (superficie > 500 ha) ocurridos en Galicia entre los días 15 y 17 de octubre de 2017. Tras una caracterización previa de severidad del fuego sobre las áreas quemadas mediante el empleo del índice dNBR, se seleccionaron polígonos de muestreo en cada una de las zonas correspondientes a zonas con baja (0,1-0,27), media (0,27-0,66) y alta severidad (0,66), acorde a los valores habituales de clasificación (Key y Benson, 2006a).

El trabajo de caracterización en campo tuvo lugar en las semanas siguientes a la ocurrencia de los fuegos. Éste consistió en la toma de información georreferenciada relativa a la severidad inmediata del fuego sobre la vegetación y sobre el suelo, además de características básicas de cada punto como especie predominante y de pedregosidad. En cada punto de muestreo se instaló una parcela de medición de 10 m de radio. Sobre esa parcela se caracterizó el estado de la vegetación superficial y, de existir, el estado del dosel arbóreo. La clasificación del arbolado se realizó en base al nivel de severidad dominante, copa verde, copa soflamada o copa carbonizada, y el porcentaje visual de severidad acompañante (p.ej.: parcela dominada por arbolado soflamado, con una carbonización del dosel del 25%). En el caso de las parcelas correspondientes a matorral, todos los casos observados presentaron consunción total de la vegetación, y por tanto sólo existe un nivel de severidad. La georreferenciación de las parcelas se realizó con un equipo GNSS Leica GS16 con corrección de posición en tiempo real (RTK) y con precisión centimétrica. En total se instalaron 193 parcelas con la distribución indicada en la tabla 1.

Tabla 1. *Niveles de severidad de vegetación registrados sobre el terreno y número de parcelas.*

Nivel de severidad	Número de parcelas
Matorral – raso	37
Arbolado – verde	39
Arbolado – soflamado	72
Arbolado – carbonizado	45

Con la información generada se obtuvo una base de datos acerca tipo de cobertura vegetal resultante del incendio, información esencial para indicar qué áreas quedarían potencialmente expuestas al impacto de la lluvia.

2.2. Índices espectrales y análisis estadístico

Se emplearon imágenes del programa Sentinel 2 (https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home, accedido el 10 de enero de 2019) para el cálculo de los índices espectrales habitualmente empleados para la estimación de la severidad del fuego. Las imágenes correspondientes a las fechas previa (12 de octubre) y posterior (22 de octubre) más próximas a la ocurrencia del fuego, sin cobertura de nubes, fueron seleccionadas para el análisis. Se utilizaron las imágenes Nivel-2A, las cuales proveen los valores de reflectancia para las distintas bandas en el nivel de la atmósfera más cercano a la superficie terrestre (*bottom of atmosphere*, BOA). La posible presencia de nubes sobre las áreas de interés fue analizada superponiendo sobre ellas la imagen de clasificación de categorías (*Scene Classification Image*, SCL).

La severidad del fuego sobre la vegetación se analizó frente a índices de teledetección de medidas relativas (Morgan et al., 2014), como son el dNBR, RdNBR, RBR y dNDVI. Estos índices son especialmente recomendados cuando los tipos de vegetación afectados son muy heterogéneos o con baja carga de biomasa (Morgan et al., 2014). Además, se incluyó en el análisis el índice NBR post-incendio por su capacidad para clasificar los tipos de cobertura vegetal tras un incendio (Escuin et al., 2008). Todos los índices fueron calculados sobre las imágenes indicadas empleando un sistema de información geográfica. Obtenidos los valores de los índices, se realizó un proceso de extracción de dichos valores a la capa vectorial que representa la superficie de las parcelas realizadas sobre el terreno.

El análisis estadístico consistió en un análisis preliminar mediante la técnica *RandomForests* (RF) (Breiman, 2001), para evaluar la importancia de cada variable predictiva, y en el ajuste de árboles de clasificación para las distintas categorías de cobertura para determinar los umbrales numéricos. Estos análisis consisten en métodos de partición sucesiva que permiten predecir variables categóricas (Breiman et al., 1984), repetidas en el caso del *RandomForests*. Se ajustaron dos tipos de árboles de clasificación: el primero tuvo en cuenta la categoría de vegetación observada, mientras que el segundo tipo agrupó por un lado los niveles desprovistos de cobertura (raso y fuego de copa) frente a aquellos que todavía mantienen cobertura vegetal (copa verde y soflamada). Este último pretende servir para discriminar áreas que pueden necesitar acciones urgentes post-incendio frente a las que suponen una preocupación menor a corto plazo.

El error y el tamaño óptimo de cada árbol de regresión fueron analizados mediante el parámetro de complejidad (CP). Hallada la partición del árbol que implica menor complejidad (tamaño óptimo) se evaluó la tasa de error resultado de la validación cruzada. El paquete rpart divide la base de datos en 10 submuestras y realiza el proceso de validación cruzada para cada una de ellas.

3. RESULTADOS

El análisis exploratorio realizado con el modelo *Random Forest* indicó que la variable más relevante en la clasificación de coberturas fue el índice NBR post-incendio (Figura 1). La tasa de error cruzada en la clasificación fue del 15%.

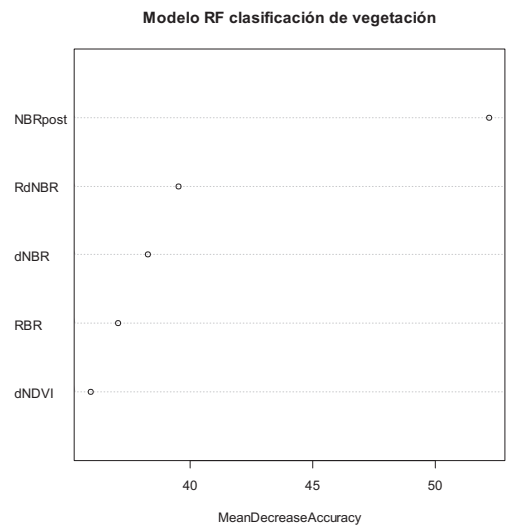


Figura 1. *Clasificación de las variables predictivas según su importancia en el modelo RF.*

A diferencia del modelo RF, el árbol de clasificación para todos los niveles de severidad registrados identificó como primera variable en la discriminación de tipos de cobertura el índice RdNBR (Figura 2).

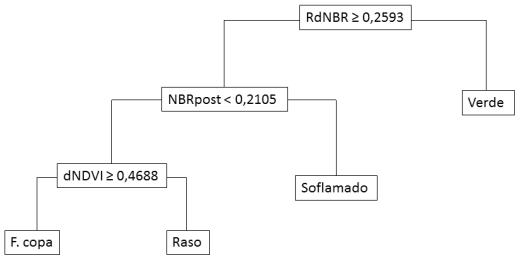


Figura 2. *Árbol de clasificación para la totalidad de las categorías de severidad sobre la vegetación.*

La segunda división, dentro de las zonas sin copa verde, delimitó en base al NBR post-incendio aquellas con cobertura (soflamado) frente a las que presentan suelo desnudo. Por último, el índice dNDVI permitió clasificar entre zonas de arbolado totalmente consumido y zonas de vegetación rasa quemada. La tasa de error cruzada para este modelo fue del 15,0%, ligeramente superior a la del modelo RF. El segundo modelo, que discrimina entre zonas con cobertura vegetal y zonas de suelo desnudo, únicamente identificó como variable predictiva el índice NBR post-incendio. El punto de corte de este índice se estableció igualmente en –0,21 y la tasa de error cruzada fue del 8,19%.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados generados en el presente permitieron identificar las variables espectrales más relevantes en la clasificación de las coberturas de vegetación resultantes de un incendio y definir los umbrales que permiten hacer esa clasificación para incendios en Galicia. El modelo de árbol de clasificación completo estableció un primer nodo (RdNBR >0,26) para la vegetación que todavía presenta partes verdes, lo cual podría equivaler a modelos que clasifican área quemada frente a área sin arder. Ésta presentó valores más altos a los observados en otros estudios (Cansler y McKenzie, 2012; Holden et al., 2009). Una combinación de este umbral con modelos de delimitación de áreas quemadas podría contribuir a dar una estimación de la superficie total de un incendio, ya que en muchos casos las copas verdes generan errores de omisión a la hora de clasificar el área quemada.

Desde el punto de vista de la planificación de acciones urgentes, el segundo nodo de la clasificación resulta de mayor importancia. Dicho nodo se corresponde exactamente con el modelo simplificado y concuerda con la clasificación de importancia obtenida en el modelo RF. Éste permite determinar qué áreas presentan ausencia de vegetación y, por tanto, serían candidatas a ser evaluadas en cuanto a su nivel de severidad sobre el suelo (Vega et al., 2013). Este criterio coincide con lo observado por otros autores como Escuin et al. (2008) por el cual el índice NBRpost mostró mejor desempeño en la clasificación de coberturas dentro de las áreas quemadas. Este paso puede suponer una mejora sobre el tradicional uso del índice dNBR como estimador de severidad, con el objetivo concreto de clasificar coberturas de vegetación. Este índice estima una tasa de cambio entre la situación pre y post fuego. Sin embargo, en casos como áreas vegetación ligera, el cambio en dNBR debido al incendio resultaría bajo y sería clasificado como baja o moderada severidad. Para esta finalidad en concreto, resultaría más apropiado clasificar por cobertura final y no por tasa de cambio.

Los resultados presentados aquí pueden contribuir a la mejora del diagnóstico rápido de uno de los factores con relevancia en el riesgo erosivo tras incendio. Obviamente, los umbrales identificados son solo aplicables a situaciones similares a las del estudio. Por ello, futuros estudios deben contribuir a mejorar y validar estos umbrales de clasificación en nuevos incendios, evaluando nuevas situaciones de topografía, vegetación o estado fenológico. Mientras tanto, esta metodología puede ser empleada con otros modelos de determinación de la severidad sobre el suelo o de factores topográficos, de modo que en combinación den como resultado un sistema utilizable por el gestor de áreas quemadas.

5. BIBLIOGRAFÍA

Arellano, S., Vega, J.A., Rodríguez y Silva, F., Fernández, C., Vega-Nieva, D., Álvarez-González, J. G., Ruiz-González, A.D. (2017). Validación de los índices de teledetección dNBR y RdNBR para determinar la severidad del fuego en el incendio forestal de Oia-O Rosal (Pontevedra) en 2013. *Revista de Teledeteccion*, *2017*(49 Special Issue), 49–61. https://doi.org/10.4995/raet.2017.7137

Benavides-Solorio, J. de D., MacDonald, L.H. (2005). Measurement and prediction of post-fire erosion at the hillslope scale, Colorado Front Range. *International Journal of Wildland Fire*, *14*(4), 457. https://doi.org/10.1071/wf05042

Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, *45*(1), 5–32. Retrieved from http://link.springer.com/article/10.1023/A:1010933404324

Breiman, L., Friedman, J., Olshen, R., Stone, C. (1984). Classification and regression trees. Wadsworth Int. *Group*, *37*(15), 237–251.

Cansler, C.A., McKenzie, D. (2012). How Robust Are Burn Severity Indices When Applied in a New Region? Evaluation of Alternate Field-Based and Remote-Sensing Methods. *Remote Sensing*, *4*(12), 456–483. https://doi.org/10.3390/rs4020456

Cerda, A. (2009). *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies* (Vol. 5). CRC Press. https://doi.org/10.1201/9781439843338

Chen, X., Vogelmann, J.E., Rollins, M., Ohlen, D., Key, C. H., Yang, L., … Shi, H. (2011). Detecting post-fire burn severity and vegetation recovery using multitemporal remote sensing spectral indices and field-collected composite burn index data in a ponderosa pine forest. *International Journal of Remote Sensing*, *32*(23), 7905–7927. https://doi.org/10.1080/01431161.2010.524678

Epting, J., Verbyla, D., Sorbel, B. (2005). Evaluation of remotely sensed indices for assessing burn severity in interior Alaska using Landsat TM and ETM+. *Remote Sensing of Environment*, *96*(3–4), 328–339. https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.03.002

Escuin, S., Navarro, R., Fernández, P. (2008). Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *International Journal of Remote Sensing*, *29*(4), 1053–1073. https://doi.org/10.1080/01431160701281072

Fernández, C., Vega, J. A. (2016). Modelling the effect of soil burn severity on soil erosion at hillslope scale in the first year following wildfire in NW Spain. *Earth Surface Processes and Landforms*, *41*(7), 928–935. https://doi.org/10.1002/esp.3876

Fernández, C., Vega, J. A., Jiménez, E., Fonturbel, T. (2011). Effectiveness of three post-fire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain). *International Journal of Wildland Fire*, *20*(1), 104–114. https://doi.org/10.1071/WF09010

French, N.H.F., Kasischke, E.S., Hall, R.J., Murphy, K.A., Verbyla, D.L., Hoy, E.E., Allen, J.L. (2008). Using Landsat data to assess fire and burn severity in the North American boreal forest region: An overview and summary of results. *International Journal of Wildland Fire*, *17*(4), 443–462. https://doi.org/10.1071/WF08007

Hall, R.J., Freeburn, J.T., de Groot, W.J., Pritchard, J.M., Lynham, T J., Landry, R.C. (2008). Remote sensing of burn severity: experience from western Canada boreal fire. *International Journal Of Wildland Fire*, *17*(November 2006), 476–489.

Holden, Z. A., Morgan, P., Evans, J. S. (2009). A predictive model of burn severity based on 20-year satellite-inferred burn severity data in a large southwestern US wilderness area. *Forest Ecology and Management*, *258*(11), 2399–2406. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.08.017

Keeley, J. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, *18*, 116–126. Retrieved from http://www.publish.csiro.au/?paper=WF07049

Key, C.H., Benson, N.C. (2006a). Landscape assessment. *FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD, Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station*.

Key, C.H., Benson, N.C. (2006b). Landscape assessment: Sampling and analysis methods. *USDA Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-164-CD*, 1–55.

Kokaly, R.F., Rockwell, B.W., Haire, S.L., King, T.V.V. (2007). Characterization of post-fire surface cover, soils, and burn severity at the Cerro Grande Fire, New Mexico, using hyperspectral and multispectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, *106*(3), 305–325. https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.08.006

Miller, J.D., Knapp, E.E., Key, C.H., Skinner, C.N., Isbell, C.J., Creasy, R.M., Sherlock, J.W. (2009). Calibration and validation of the relative differenced Normalized Burn Ratio (RdNBR) to three measures of fire severity in the Sierra Nevada and Klamath Mountains, California, USA. *Remote Sensing of Environment*, *113*(3), 645–656. https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.11.009

Miller, J.D., Thode, A.E. (2007). Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). *Remote Sensing of Environment*, *109*(1), 66–80. https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.12.006

Morgan, P., Keane, R.E., Dillon, G. K., Jain, T.B., Hudak, A.T., Karau, E C., … Strand, E. K. (2014). Challenges of assessing fire and burn severity using field measures, remote sensing and modelling. *International Journal of Wildland Fire*, *23*(8), 1045–1060. https://doi.org/10.1071/WF13058

Parks, S.A., Dillon, G.K., Miller, C. (2014). A new metric for quantifying burn severity: The relativized burn ratio. *Remote Sensing*, *6*(3), 1827–1844. https://doi.org/10.3390/rs6031827

Vega, J.A., Fontúrbel, T., Fernández, C., Díaz-Raviña, M., Carballas, M.T., Martín, A., … Benito, E. (2013). *Acciones urgentes Contra la Erosión en Áreas Florestales Quemadas - Guía para su planificación em Galicia*.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 151-154. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Cartografía de la afección del gran incendio de 2017 de Las Peñuelas en Moguer (Huelva) con imágenes satelitales

Granado, L.[(1)], Pino, I.[(1)], Vales, J.J.[(1)], Prieto, R.[(1)], Méndez, E.[(1)], Rodríguez, M.[(2)], Giménez de Azcárate, F.[(1)], Ortega E.[(2)], Moreira, J.M.[(2)]

[(1)] Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM), Agencia de Medio Ambiente y Agua, Johan Gutenberg,1, 41092, Sevilla, España. laura.granado@juntadeandalucia.es

[(2)] Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible (CAGPDS), Avda. Manuel Siurot, 50,41071, Sevilla, España.

Resumen: La importancia de la severidad radica en que el nivel de la misma condiciona la respuesta del ecosistema a los efectos del fuego, siendo de gran interés para la gestión de las áreas quemadas. La evaluación y cartografía de esta variable es fundamental para la priorización de los tratamientos y medidas para la recuperación de los ecosistemas de la zona. Ésta puede evaluarse por observación directa de los niveles de daños y/o mediante técnicas de teledetección basadas en los cambios en la reflectividad de las áreas quemadas. Con la disponibilidad de las imágenes del satélite Sentinel 2, con gran resolución espectral, espacial y temporal, es posible la discriminación de los distintos grados de severidad del fuego. En este trabajo se utilizó el *Relativized Burn Ratio* (RBR) encaminado a detectar los cambios en zonas donde la cobertura vegetal previa al incendio es baja. El área de trabajo se localizaba en el Paraje Las Peñuelas. Para determinar los niveles de severidad del incendio fue necesario ajustar los intervalos en función de lo observado en campo. Los resultados con los niveles de severidad ajustados, mostraron una correlación bastante buena a lo observado en campo, lo que permitió agilizar el análisis y la gestión de la zona afectada por el fuego.

Palabras clave: Incendios forestales, severidad, área quemada, Sentinel 2, RBR, NDVI.

Forest damage cartography of the large forest fire of 2017 in Las Peñuelas in Moguer (Huelva) using satellite imagery

Abstract: *Severity is important due to its level determines the answer of ecosystem to the effects of fire, being of great interest in management of burnt areas. The evaluation and cartography of this variable is essential for the priorization of the treatments and measures to recover the ecosystems in the area. It can be evaluated by direct observation of damage levels and/or with techniques of remote sensing based on changes of reflectivity in burnt areas. With the availability of Sentinel2 satellite images, great spectral, spatial and temporal resolution, it was possible to discriminate the different degrees of severity fire. In this work, the Relativized Burn Ratio (RBR) has been used to detect changes in areas where the pre-fire vegetable cover is low. The work area is located in Paraje Las Peñuelas. To determine the severity levels of fire was necessary to adjust the intervals based on field observations. Results show a very good correlation with field observations, which used to expedite the analysis and management of the affected area by the fire.*

Keywords: *Forest fires, severity, burned area, Sentinel 2, RBR, NDVI.*

1. INTRODUCCIÓN

El sábado 24 de junio de 2017, a las 20:50 h, se inicia un incendio en el paraje de "Las Peñuelas", en el término municipal de Moguer (Huelva). Desde el inicio del mismo las altas temperaturas y la velocidad del viento originaron múltiples focos secundarios, que favorecieron una rápida propagación del fuego alcanzando cerca de las 10 000 ha la superficie recorrida por el mismo. El presente articulo tiene por objeto aportar información de base necesaria para elaborar el Plan de Gestión para la restauración del área afectada, para ello se ejecuta toda una serie de trabajos destinados al análisis de la severidad del fuego relacionada ésta directamente, con la cantidad de biomasa consumida, estando muy ligada a la recuperación vegetal y la dinámica hidrogeomorfológica post-incendio. La teledetección es una técnica adecuada para el estudio de la severidad, ya que la combustión supone cambios en la reflectividad superficial por: eliminación de vegetación, exposición del suelo, cambios en el contenido de humedad y aparición de nuevas cubiertas. Los cambios vienen dados por una baja reflectividad en el visible (VIS) e infrarrojo cercano (NIR), e incremento en el infrarrojo medio (SWIR). Es a partir de los índices espectrales obtenidos por combinación de bandas reflectivas, que se evalúa la severidad del fuego. En este sentido, se procedió al uso de imágenes de satélite Sentinel 2 con un doble objetivo: por un lado evaluar la severidad preliminar para orientar los trabajos de campo y por otro, obtener una cartografía detallada del grado de afección de la zona incendiada (De Santis et al., 2007). La aplicación de índices de severidad a partir de imágenes de satélite proporciona información con una gran cobertura espacial, de forma rápida y continuada, permitiendo así realizar una evaluación rápida sobre extensas superficies, tener acceso a información de zonas poco accesibles y repetir la evaluación para comparar otras zonas o épocas, todo ello con unos costes asumibles (Key, 2006).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El incendio forestal se inició en el Paraje Las Peñuelas en el término municipal de Moguer, pero también afectó a otros términos municipales: Almonte, Lucena del Puerto y Palos de la Frontera; y a dos espacios protegidos: el Parque Natural de Doñana y el Paraje Natural Laguna de Palos y Las Madres. Afectó a 40 variedades de flora amenazada, avanzó por sabinares, pinares y eucaliptares repoblados. Causó especial daño a especies herbáceas importantes como la *Armenia velutina* o la *Linaria tursica*. Respecto a los hábitats se vieron afectados 17 tipos de interés comunitario, todos ellos prioritarios o propuestos como prioritario: *estanques temporales en dunas y arenas litorales, dunas costeras fijas con vegetación herbácea y brezales atlánticos en dunas y arenas litorales descalcificadas.* Una vez dado por estabilizado el 27 de junio, en los días posteriores, se llevaron a cabo los trabajos encaminados a determinar con precisión la superficie afectada haciendo uso de imágenes de satélite de alta resolución Pleiades (0,5 m), de fecha 29 de Junio de 2017 para fotointerpretar el perímetro del área recorrida por el fuego, en base al Índice de Vegetación Normalizado (NDVI) (1) y la composición de bandas en falso color (R, Nir, G) (Figura 1).

$$NDVI = (Rnir - Rr) / (Rnir + Rr) \quad (1)$$

donde, Rnir y Rr, son la reflectividad en las regiones del infrarrojo cercano y rojo.

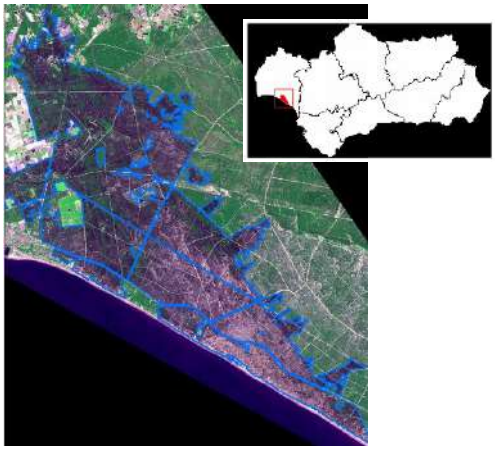


***Figura 1**. Delimitación del incendio a partir de la imagen de satélite Pleiades (29/06/2017).*

2.2. Estimación de la severidad

Los incendios forestales son causa de importantes pérdidas medioambientales, pues además de modificar o destruir ecosistemas tienen un importante efecto en el aporte de carbono a la atmósfera (Chuvieco et al., 2006; Van Der Werf et al., 2017). Conocer la relación entre la severidad de un incendio y su posterior regeneración puede ayudar a la toma de decisiones en cuanto a la gestión del terreno quemado (Martínez et al., 2017; Botella-Martínez et al., 2017). En este trabajo, se realizó una primera evaluación de la severidad del fuego mediante técnicas de teledetección, encaminada a complementar la información recabada para desarrollar las prospecciones de campo. Las imágenes de satélite seleccionadas a tal fin fueron las Sentinel 2, con una alta periodicidad de revisita y alta resolución espacial ya que cubre 13 bandas con una resolución de 10, 20 y 60 m . Estas imágenes fueron obtenidas en nivel 1C y se procesaron para corregir las imperfecciones que la atmósfera pudiera ejercer sobre la señal medida por el sensor en cada una de las bandas. El procedimiento usado para ello fue el conocido como *DOS-Dark Object Subtraction-o-SPO-Método de substraccion de pixeles oscuros*, el cual asume que si hay áreas en una imagen con valores muy bajos de reflectancia, cualquier reflectancia aparente debería ser producto de la dispersión (*scatering*) atmosférica y esta información puede ser utilizada para calibrar el resto de la imagen (Chávez, 1996).

Las áreas totalmente quemadas generalmente tienen una reflectancia espectral distintiva frente a las no perturbadas. La mayoría de los estudios usan índices espectrales obtenidos por medio de diferentes combinaciones de bandas (Montorio et al., 2014), en este caso se decidió aplicar el índice de severidad RBR (*Relativized Burn Ratio*) (Parks et al., 2014) (2), por ser un índice más sensible a cambios en la zona incendiada cuya cobertura vegetativa previa al fuego es baja, como en este caso ocurría en la zona dunar.

$$RBR = dNBR / (NBRpre + 1{,}001) \quad (2)$$

donde, $dNBR = (NBRpre - NBRpost)$ y $NBR = (Rnir - Rswir)/(Rnir + Rswir)$ donde, Rnir y Rswir, son la reflectividad en las regiones del infrarrojo cercano y medio.

Para utilizar la metodología de estudios de incendios propuesta por Key y Benson (2005), la cual incluye la información obtenida de dos imágenes justo antes y después del incendio, se seleccionaron las imágenes del satélite S2A del 01 de junio de 2017 (pre-incendio) y 01 de julio de 2017 (post-incendio), fechas muy próximas entre si minimizando de esta forma los cambios en la fenología de la vegetación que pudieran repercutir en dicho índice. Debido a la envergadura del incendio, los trabajos de campo se dividieron en dos fases (julio y agosto/septiembre) de ahí que posteriormente se realizara otro cálculo de severidad pero esta vez con la imagen post-incendio (20/08/2017), para su posterior correlación con los datos de la campaña de campo, de esta manera se controlaban los posibles cambios fenológicos en la vegetación que pudieran haber ocurrido debido a la época estival.

2.3. Trabajo de campo

Hacer una evaluación en campo del daño causado por un incendio no es fácil (González-Alonso et al., 2007). En este trabajo el *Composit Burn Index* (CBI) se propuso como un método de campo para evaluarla gravedad de los incendios (Key y Benson, 2005). Éste se basa en la evaluación de diferentes variables asociadas con efectos del fuego en diferentes estratos del sitio, en concreto se evalúan cinco estratos de vegetación: A, sustrato (material tendido en el suelo); B, hierbas, arbustos cortos y árboles pequeños (<1 m de altura); C, arbustos altos y árboles jóvenes (<5 m de alto); D, árboles intermedios (5-20 m de altura); y E, árboles grandes (>20 m de altura). Las observaciones se pueden realizar de forma simple en el campo y por lo

tanto, el índice se puede calcular con la rapidez suficiente para cubrir una gran cantidad de parcelas. El CBI final para cada parcela es el promedio de los estratos presentes en esa parcela, y éste se estima después de la inspección visual, considerando diferentes variables: porcentaje de follaje consumido, de especies vivientes/rebrotadas, de cobertura de cada estrato, disposición de las ceniza en el suelo, diámetro de ramas no quemadas y quemadas, entre otras (Ghermandi et al., 2013).

Durante los días 25/07, 18/08 y 06/09/2017 se realizaron las campañas de observación de campo en la zona afectada por el incendio, en la que se tomaron datos de un total de 56 parcelas que cubrían áreas no quemadas y áreas quemadas, para dicha selección se tuvo en cuenta los rangos de NDVI y de RBR previo, para intentar recoger toda la variabilidad de la zona. Para la ubicación de las parcelas se tuvo en cuenta la accesibilidad y homogeneidad presentes en el paisaje siniestrado. Los puntos fueron clasificados con una escala del 1 al 5. Los niveles de severidad (NS) fueron: 1 = No quemado, 2 = Baja, 3 = moderada baja, 4 = moderada alta, 5 = alta. Tanto las estimaciones de coberturas afectadas como de niveles RBR, se realizaron de forma visual.

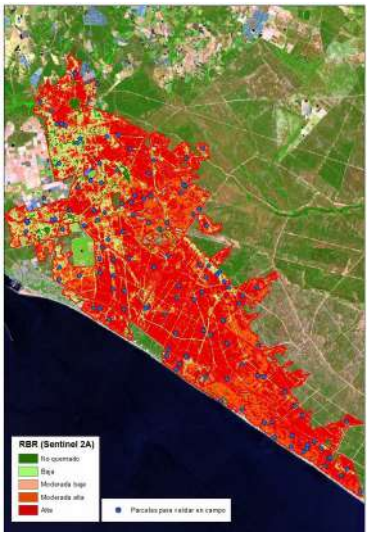


Figura 2. *Niveles de severidad preliminar (No quemada <0.07; Baja 0.07-0.13; Moderada baja 0.13-0.22; Moderada alta 0.22-0.32; Alta >0.32).*

3. RESULTADOS Y DISCUSIONES

A partir de los 56 puntos de muestreo, se extrajeron los valores de cada una de las parcelas de la imagen de RBR previa, los cuales se ajustaron con los datos observados en campo. En la figura 3 se muestra el ajuste entre los datos de campo y la imagen de RBR, representando los puntos de muestreo en función del RBR, y el color según el nivel de afección observado en campo. Las líneas de corte muestran los umbrales que se establecieron para el ajuste de los rangos del mapa de severidad. Como se puede observar en la gráfica, el ajuste fue muy bueno en términos generales, siendo los valores de severidad observados iguales a los valores estimado con las imágenes. Sin embargo, se observó poca correlación en zonas donde la cantidad de biomasa consumida era escasa y/o su distribución era dispersa, en este caso el grado de mortalidad inducida por el fuego no reflejaba la realidad sobre el terreno, impidiendo por tanto la cuantificación de severidad alta, a pesar de que se trataba de zonas donde la vegetación pre-incendio se había consumido por completo.

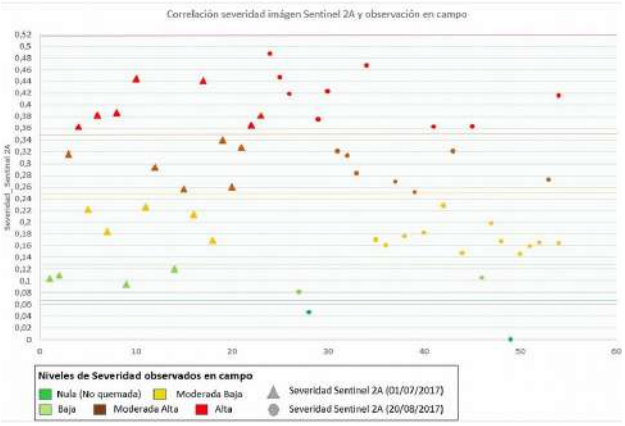


Figura 3*. Niveles de severidad obtenidos en campo y valor RBR para los 56 puntos de muestreo.*

Los resultados obtenidos, apoyan las numerosas investigaciones desarrolladas que demostraban la capacidad de índices espectrales como el RBR (Figura 4) para estimar la severidad del fuego, mediante el establecimiento de relaciones con índices de campo también ampliamente contrastados como el CBI (Picotte y Robertson, 2011; Tanase et al., 2011; Veraverbeke et al., 2010); así como la relación directa que existe entre severidad del fuego y la cantidad de vegetación consumida (Díaz-Delgado et al., 2003; Doerr et al., 2006; Rogan y Yool, 2001).

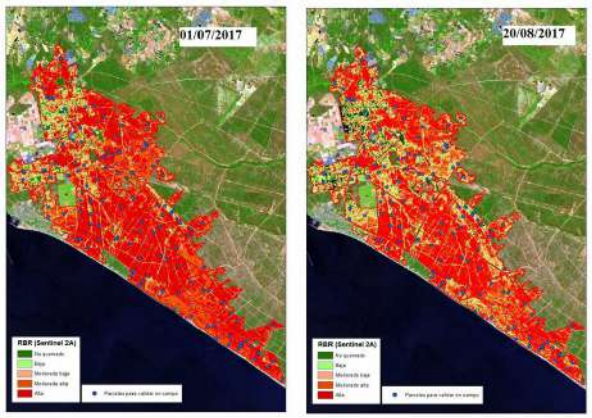


Figura 4. *Niveles de severidad primer orden (01/07/2017) y (20/08/2017).*

4. CONCLUSIONES

Desde el punto de vista de la gestión forestal, la evaluación y cartografía del RBR, proporciona información fundamental para priorizar la aplicación de tratamientos y medidas que buscan minimizar los efectos del fuego y acortar el tiempo de recuperación del ecosistema afectado (Miller y Yool, 2002). De ahí que el análisis no deba restringirse a una evaluación inicial de la severidad del incendio, si no que es necesario un continuo temporal en el que pueda analizarse el fuego como perturbación (Jain et al., 2004). Los efectos de primer orden detectados, están

vinculados al impacto inmediato sobre las componentes y condiciones preexistentes; y son resultado del proceso de combustión (severidad del fuego o severidad del incendio a corto plazo). Sin embargo con el paso del tiempo estos efectos se debilitan y son alterados por los procesos biofísicos subsiguientes y altamente dependiente del ecosistema y de las condiciones meteorológicas del medio ambiente post-incendio, por ello se hace necesario una evaluación extendida, que permiten observar los efectos de primer orden no visibles después del fuego, como la mortalidad de la vegetación. En este sentido, la teledetección nos va a permitir hacer un seguimiento de los procesos de recuperación y degradación de los ecosistemas de una forma dinámica y operativa.

5. AGRADECIMIENTOS

Espacio Natural Doñana, Grupo de Trabajo Científico-Técnico de restauración. Airbus Defence & Space.

6. BIBLIOGRAFÍA

Botella-Martínez, M. A., et al. 2017. Study of post-fire severity in the Valencia region comparing the NBR, RdNBR and RBR indexes derived from Landsat 8 images. Revista de Teledetección, 49, 33-47.

Chavez, P.S. Jr., 1996, Image-based atmospheric corrections-revisitedand revised. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 62(9):1025-1036.

Chuvieco, E., et al. 2006: Use of radiactive transfer model to simulate the postfire spectral response to burn severity. Journal of Geophysical Research,111.

De Santis, A. et al. 2007: Burn severity estimation from remotely sensed data: Performance of simulation versus empirical models. Remote Sensing of Environment. Volume 108, Issue 4, 422-435.

Díaz-Delgado, R., et al. 2003. Análisis comparativo de diferentes cartografías de incendios forestales. Revista de Teledetección, 20, 11-15.

Doerr S.H., et al. 2006. Occurrence prediction and hydrological effects of water repellency amongst major soil and land-use types in a humid temperate climate. European Journal of Soil Science, 57: 741–754.

Ghermandi, L., et al. 2013. Effects of fire severity on early recovery of Patagonian steppes. International Journal of Wildland Fire, 22, 1155-1062.

González-Alonso, et al. 2007. Un nuevo algoritmo para la cartografía de áreas quemadas a partir de imágenes AWIFS y MODIS. Cuadernos de investigación geográfica, 33, 9-17.

Jain, Theresa B.; et al. 2004. Tongue-tied: Confused meanings for common fire terminology can lead to fuels mismanagement. Wildfire. July/August: 22-26.

Key, C. H., Benson, N. 2005. Landscape assessment: ground measure of severity, the Composite Burn Index; and remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Key, C.H. (2006): Ecological and sampling constraints on defining landscape fire severity. Fire Ecology, 2:34- 59.

Martínez, S., et al. 2017. Burn severity and regeneration in large forest fires: an analysis from Landsat time series. Revista de Teledetección, 49, 17-32.

Miller, J.D., Yool, S.R. 2002: Mapping forest post-fire canopy consumption in several overstory types using multi-temporal Landsat TM and ETM data. Remote Sensing of Environment, 82: 481-496.

Montorio, R., et al. 2014. La severidad del fuego: Revisión de conceptos, métodos y efectos ambientales. En: José Arnáez, Penélope González-Sampériz, Teodoro Lasanta y Blas L. Valero Garcés (eds.). Geoecología, cambio ambiental y paisaje: homenaje al profesor José María García Ruiz. Logroño: Instituto Pirenaico de Eco- logía (CSIC): Universidad de La Rioja, España.

Parks, S.A., et al. 2014: A new metric for Quantifying burn severity: The relativized burn ratio. Remote Sensing, 6:1827-1844.

Picotte, J.J., Robertson, K.M. (2011): Validation of remote sensing of burn severity in south-eastern US ecosystems. International Journal of Wildland Fire, 20: 453- 464.

Rogan, J., Yool, S.R. 2001. Mapping fire-induced vegetation depletion in the Peloncillo Mountains, Arizona and New Mexico. International Journal of Remote Sensing 22(16), 3101-3121.

Tanase, M., et al. 2011: Estimating burn severity at the regional level using optically based indices. Canadian Journal of Forest Research, 41: 863-872.

Van Der Werf, G. R., et al. 2017. Global fire emissions estimates during 1997-2016. Earth System Science Data, 9(2),697-720.

Veraverbeke, S., et al. 2010: The temporal dimension of differenced normalized burn ratio (dNBR) fire/burn severity studies: The case of the large 2007 peloponnese wildfires in Greece. Remote Sensing of Environment, 114: 2548-2563.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 155-158. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Cartografía de la recuperación vegetal del incendio de Las Peñuelas en Moguer (Huelva) con imágenes satelitales

Pino, I. [(1)], Granado, L.[(1)], Vales, J.J.[(1)], Prieto, R.[(1)], Méndez, E.[(1)], Rodríguez, M.[(2)], Giménez de Azcárate, F.[(1)], Ortega E.[(2)], Moreira, J.M.[(2)]

[(1)] Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM), Agencia de Medio Ambiente y Agua, Johan Gutenberg,1, 41092, Sevilla, España. isabel.pino.serrato@juntadeandalucia.es

[(2)] Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible (CAGPDS), Avda. Manuel Siurot, 50, 41071, Sevilla, España.

Resumen: Conocer los procesos de regeneración después de un incendio forestal es fundamental para resolver las consecuencias adversas de éstos sobre el medio natural, siendo especialmente evidentes estas consecuencias en la vegetación. En este contexto del medio ambiente post-incendio, los efectos o severidad del fuego constituyen una variable crítica porque condicionan la respuesta del ecosistema en términos de regeneración vegetal y dinámica hidro-geomorfológica. Por tanto, su correcta evaluación es fundamental para la gestión de las áreas quemadas ya que permite priorizar las áreas de actuación y, por tanto, ayudan en la adopción de estrategias y medidas de recuperación. El área de trabajo está localizada en el paraje de Las Peñuelas (Huelva), donde tuvo lugar un gran incendio iniciado el 24 de junio de 2017 de aproximadamente 10 000 ha. En este trabajo, se utilizaron las imágenes procedentes del satélite SENTINEL 2 y PLEIADES. La metodología se basó en el cálculo del indice espectral RBR (*Relativized Burn Ratio*) para la estimación de la severidad extendida, y el índice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) para la evaluación de la recuperación de la vegetación. El resultado fue una cartografía donde se muestran los niveles de recuperación o retroceso de la vegetación incendiada.

Palabras clave: Incendio forestal, severidad, regeneración, Sentinel2, RBR (*Relativized Burn Ratio*), NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*).

Vegetal recovery cartography of the burned area in Las Peñuelas in Moguer (Huelva) using satellite imagery

Abstract: *Knowing the pos-fire regeneration processes is essential to determine the unfavorable consequences around natural environment, being specially clear for the vegetation. In this pos-fire environment context the effects or severity fire are a critic variable because they condition the answer of ecosystem in terms of vegetal regeneration and hydro- geomorphological dynamic. Thus, its correct evaluation is necessary to management burnt areas because it lets to prioritize the action areas and helps in the strategies to support and restoration measures. The work area is located in Peñuelas place (Huelva), where a large forest fire, wich started on 24 June 2017 and affected approximately 10 000 ha. In this work images from Sentinel2 and Pleiades satellites were used. The methodology was based on the calculation of two spectral indexes: RBR (Relativized Burn Ratio) to estimate the extended severity and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) to evaluate the vegetation recovery. The result was a cartography where the recovery and decrease levels of burnt vegetation are shown.*

Keywords: *Forest fires, burn severity, recovery, Sentinel2, RBR (Relativized Burn Ratio), NDVI (Normalized Difference Vegetation Index).*

1. INTRODUCCIÓN

El incendio se declaró el sábado 24 de junio en el paraje de Las Peñuelas, en el término municipal de Moguer (Huelva) y fue dado por estabilizado el 27 de junio por el dispositivo INFOCA. El factor de propagación de este incendio fue por viento de noroeste con fuerza de 20-25 km/h subiendo a 50 km/h, provocando focos secundarios por pavesas a 900 metros de distancia. El fuego tocó a dos espacios protegidos: el Parque Natural de Doñana (6761 ha) y el Paraje Natural Laguna de Palos y Las Madres (17 ha). Avanzó por pinares, eucaliptares repoblados y sabinar. Causó especial daño a especies herbáceas importantes como la *Armenia velutina o la Linaria tursica*. Respecto a los hábitats, el 87,98% de la superficie total del incendio, albergaban uno o varios Hábitats de Interés Comunitario, todos ellos con la categoría de prioritarios o propuestos como prioritarios para Andalucía: estanques temporales en dunas y arenas litorales, dunas costeras fijas con vegetación herbácea y brezales atlánticos en dunas y arenas litorales descalcificadas.

Tras la primera aproximación realizada con los medios disponibles en el momento inmediatamente posterior al incendio, la evaluación general de la superficie recorrida por el fuego se realizó empleando una ortoimagen Pleiades de alta resolución (0,5 m) tomada el día 29 de junio de 2017, cinco días después de la declaración del mismo y cuando ya se encontraba estabilizado. Sobre esta ortoimagen se estableció el perímetro del incendio y una evaluación mediante el apoyo de imágenes Sentinel 2 de menor resolución, pero mayor número de bandas espectrales,

inmediatamente anteriores y posteriores al incendio. Esta información proporcionó la referencia necesaria para la evaluación de la recuperación de la vegetación.

Según la Ley 5/1999, de 29 de junio, de prevención y lucha contra los incendios forestales, los montes o terrenos forestales incendiados precisan de la elaboración de un Plan de Restauración en el que se evalúe la situación de los terrenos incendiados tanto desde le punto de vista de la producción forestal, como de la conservación de la flora, la fauna, el suelo y los ecosistemas, y se propongan las actuaciones o medidas destinadas a la restauración de los terrenos.

El presente artículo, resume los trabajos desarrollados previos a la gestión de áreas recorridas por el fuego en Andalucía, en cumplimiento de la obligatoriedad de garantizar las condiciones para la restauración de la vegetación de los terrenos forestales incendiados, concretamente sobre el incendio de Las Peñuelas (Moguer) (Junio 2017).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Evaluación de la severidad de segundo orden (severidad extendida)

Tras la primera evaluación de la severidad del fuego mediante técnicas de teledetección, encaminadas a evaluar los daños de primer orden vinculados al impacto inmediato sobre las condiciones preexistentes, se llevó a cabo una evaluación extendida o de segundo orden, con el objetivo de observar efectos de primer orden o evaluación inicial no visibles justo después del fuego, como la mortalidad de la vegetación, y la regeneración vegetal si la hubiera. El intervalo de tiempo para la medición de la severidad del fuego es relativamente corto, y se diferencian dos evaluaciones, una evaluación inicial, en la que se clasifican los niveles de carbonización (Key, 2006) y la evaluación extendida, que no se aconseja antes de la primera estación de crecimiento de la vegetación.

Las imágenes seleccionadas a tal fin fueron las proporcionadas por el satélite Sentinel 2, al igual que se usó para el cálculo de la severidad del incendio a corto plazo, con una alta periodicidad de revisita y alta resolución espacial (10 m).

Estas fueron corregidas atmosféricamente banda a banda utilizando para ello el plugin SCP preprocesamiento del Sistema de Información Geográfica (Qgis). El procedimiento es el conocido como *DOS-Dark Object Subtraction*.

Se calculó el ratio relativizado RBR (*Relativized Burn Ratio*), dividiendo el dNBR por un ajuste del NBR pre- incendio (Parks et al., 2014), ya utilizado en la evaluación inicial, dando continuidad temporal al análisis. Se calculó con las imágenes pre-incendio (01/06/2017) y post-incendio (26/07/2018).

En la estimación de la severidad extendida, por tanto se aplicaron los niveles de severidad preliminar del incendio ya ajustados en la primera fase (Figura 1), en función de lo observado en campo, seleccionando parcelas de muestreo que recogieran toda la variabilidad de la zona. Se seleccionó una muestra de 56 parcelas bien distribuidas. El resultado fue una clasificación de la imagen de RBR en cinco niveles que iban desde no quemado a muy alta afección (No quemado <0,07; Baja 0,07-0,13; Moderada baja 0,13-0,22; Moderada alta 0,22-0,32; Alta > 0,32). El protocolo de identificación en campo de los grados de severidad se basó en el CBI (*Composite Burn Index*) (Key y Benson, 1999).

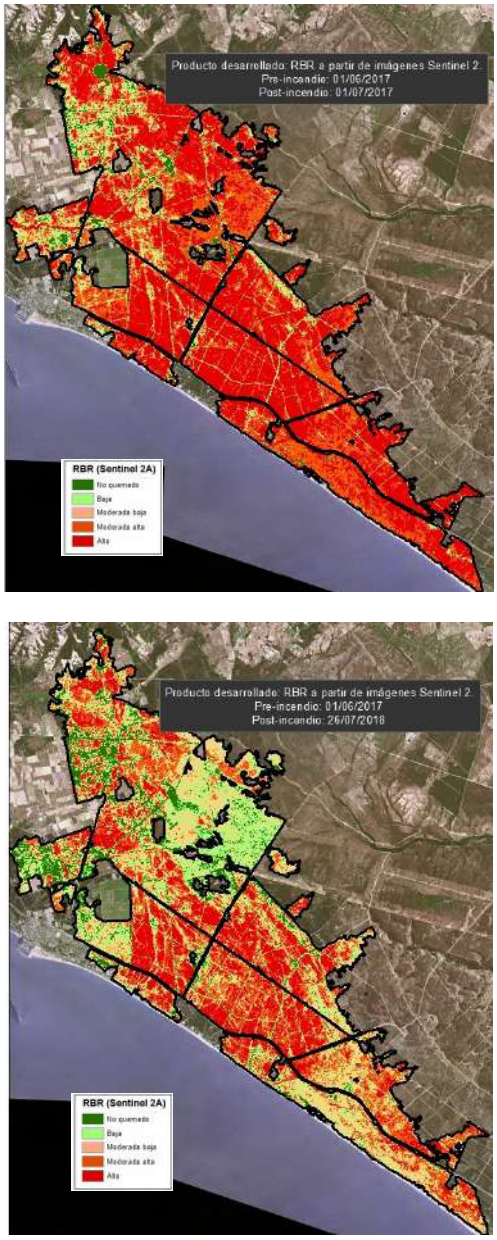


***Figura 1**. Niveles de severidad del incendio (arriba) y niveles de severidad extendida (abajo).*

Con la evaluación y cartografía de esta variable se obtuvo información fundamental sobre la evolución temporal de los procesos de recuperación y degradación de los ecosistemas de una forma dinámica y operativa, lo que permitió el análisis del estado de la vegetación y protocolizar las labores de restauración del área afectada, priorizando la aplicación de tratamientos y medidas que buscan minimizar los efectos del fuego y acortar los tiempos de recuperación del ecosistema afectado (Miller y Yool, 2002).

Se observó, por ejemplo, que las zonas que mantenían un nivel de severidad de moderada alta a alta, se corresponden con bosques de pinos maduros desarrollados

sobre dunas estabilizadas de la parte mas interna del sistema dunar litoral, formados por *Pinus pinea*, (o también *P. pinaster* o *P. halepensis*), a menudo procedente de repoblaciones antiguas, acompañados de diferentes especies de matorral (camarina, sabina, lentisco). El efecto del fuego sobre esta especie, fue devastador. El pino piñonero no sobrevive al fuego, y sus semillas pierden la capacidad de germinar sometidas a altas temperaturas, aunque no se quemen, por lo que no tienen capacidad natural de regeneración.

2.2. Estudio de regeneración vegetal

Para la evaluación de la recuperación, también se utilizó el índice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) [(RNIR–RR) / (RNIR+RR)] (Rouse et al., 1973), indicativo de la calidad y desarrollo vegetativo, muy relacionado con biomasa (cantidad de vegetación), y muy utilizado para detectar cambios espacio-temporales en la vegetación.

Los resultados se obtuvieron a partir del análisis multitemporal de las imágenes Sentinel 2A de las fechas 01/06/2017 (pre-incendio), 01/07/2017 y 26/07/2018 (post-incendio), aplicando indicadores espectrales de anomalías de NDVI (dNDVI) [NDVIactual – NDVIpost] entre ambas fechas, que mostraron las tendencias positivas o negativas seguidas por la vegetación afectada respecto del nivel de severidad inicial asignado y a la situación pre-incendio. El resultado fue una clasificación de la imagen de dNDVI en siete niveles que iban desde Pérdida elevada a Recuperación elevada (Pérdida elevada <–0,06; Pérdida moderada –0,06 - –0,01; Pérdida baja –0,01 - 0,02; Sin cambios 0,02 - 0,09; Recuperación baja 0,09 - 0,17; Recuperación moderada 0,17 - 0,23; Recuperación elevada >0,23).

En la evaluación de la respuesta de la vegetación se decidió priorizar el análisis de especies leñosas, dado que tienen efectos más estables sobre la regeneración del medio natural. Para ello, se adquirió una imagen Pleiades (2 m), seleccionando una fecha que evitase el enmascaramiento de la respuesta de especies leñosas por el extraordinario desarrollo del estrato herbáceo ocurrido durante la primavera de 2018 en la zona del incendio, la fecha seleccionada fue la del 18/07/2018 y que sirvió de apoyo, permitiendo un ajuste preciso en cuanto a variabilidad y distribución espacial de la vegetación facilitando el acomodamiento delos resultados obtenidos con la serie de imágenes Sentinel 2. Identificar el agostamiento del estrato herbáceo facilitó una mejor identificación de la respuesta de la vegetación o regeneración natural, tanto del estrato arbóreo como arbustivo.

El resultado fue una cartografía de los niveles de recuperación o retroceso de la vegetación incendiada, y se representó en tanto por ciento respecto a la situación pre-incendio (01/06/2017), tomando esta como la de estado más óptimo de vegetación (Figura 2).

Los cambios oscilaron entre aquella vegetación que en la actualidad muestra un retroceso elevado, respecto de la situación post-incendio, con pérdidas de entre el 10 - 22% de la cobertura vegetal existente antes del incendio; y aquellos que indicaban vegetación con recuperación alta (26/07/2018), con un porcentaje de recuperación que asciende al 37% de la vegetación preexistente.

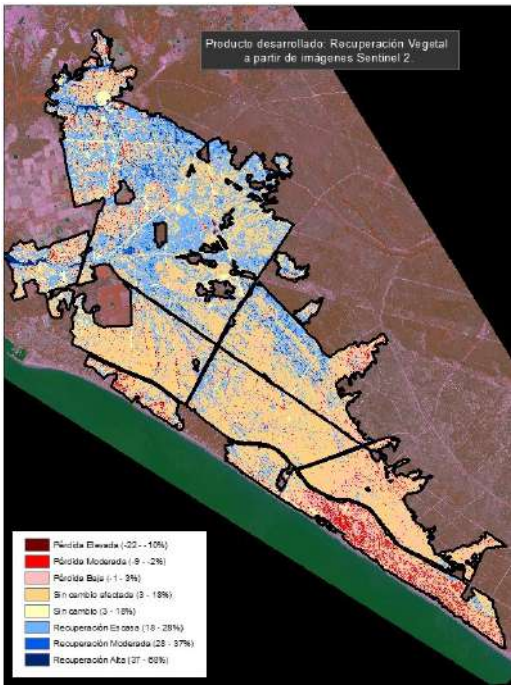


Figura 2. *Regeneración vegetal (NDVI 26/07/2018) respecto al NDVI del 01/07/2017 a partir de Sentinel 2.*

A tenor de los resultados, la mayor pérdida de vegetación se localizó en la zona de dunas litorales que engloba los bosquetes de enebros y sabinas costeros, donde la afección fue muy importante con severidad del fuego entre moderada-baja y alta (Figura 3). Según diferentes autores, este tipo de vegetación no rebrota tras el fuego y sus semillas pierden la capacidad de germinación tras un incendio, lo que hace imposible la regeneración del mismo por mecanismos naturales a corto-medio plazo, salvo en pequeños lugares donde no ha llegado el fuego o la incidencia del mismo ha sido muy reducida. Así se muestra en la figura 2, con asignación (Perdida moderada - Perdida baja).

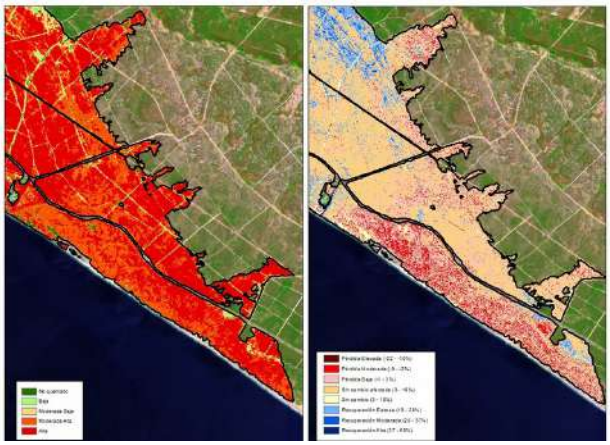


Figura 3. *Niveles de severidad (RBR 01/07/2017) y Regeneración vegetal (NDVI 26/07/2018) en dunas litorales.*

Por otro lado, se observaron zonas de formaciones de matorral esclerófilo, de porte variable que se desarrollan

lejos de la costa (Figura 4), con grado de severidad del incendio muy dispar, de manera que parte del área se vio muy afectada, mientras que en otra parte el fuego fue de poca intensidad. Aquí la mayor parte de las especies de estas comunidades presentan mecanismos de recuperación tras el fuego, ya sea mediante rebrote o por germinación de semillas. La vegetación permanece mas o menos estable en las zonas poco afectadas, y ocupando los huecos producidos por el fuego los individuos provenientes de germinación de semillas o rebrote en función de la especie que se trate.

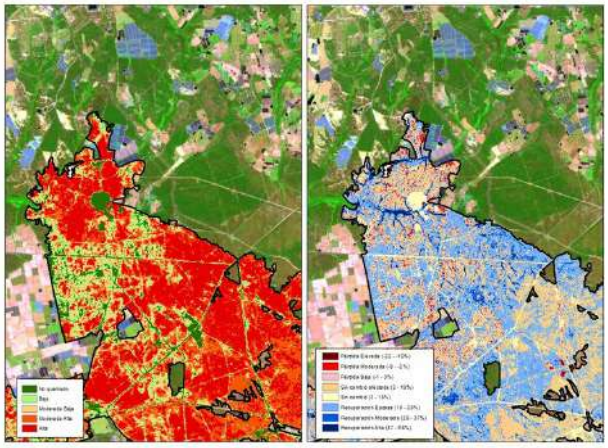


Figura 4. *Niveles de severidad (RBR 01/07/2017) y Regeneración vegetal (NDVI 26/07/2018) en formaciones de matorral esclerófilo.*

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de RBR (incendio), NDVI (pre-incendio) y la dNDVI (incendio – post-incendio) han resultado de gran valor para el ajuste del mapa de regeneración vegetal.

La validación y control de los resultados se ha realizado por Técnicos y Auxiliares del espacio Natural de Doñana por interpretación visual de datos de Sentinel-2 y Ortofoto 20 cm que se obtuvo a partir de un vuelo el 13/11/2018 (se empleó de pseudo-verdad terreno). El operador evaluó visualmente el nivel de afectación y recuperación visibles en las imágenes. Aunque el operador no pudo replicar todas las condiciones de clasificación tomadas en cuenta, se alcanzó un alto nivel de confianza ya que no se identificaron errores durante el control. No se ha podido realizar inferencia basadas en grados de significación probabilística pero ha dado una idea bastante aproximada de la situación en el área afectada por el incendio una vez transcurrido un periodo de tiempo de un año después del fuego, y ha permitido una validación en la respuesta de la vegetación obtenida con técnicas de teledetección. Sin embargo, se hace necesario un trabajo de campo profundo para la obtención de conclusiones ajustadas a la situación actual y futura de los hábitat de interés que se han visto afectados.

4. AGRADECIMIENTOS

Espacio Natural Doñana, Grupo de Trabajo Cientifico-Técnico de restauración. Airbus Defence & Space.

5. BIBLIOGRAFÍA

Key, C.H. 2006. Ecological and sampling constraints on defining landscape fire severity. Fire Ecology, 2:34- 59.

Key, C.H., Benson, N.C. 1999. The Normalized Burned Ratio, a Landsat TM radiometric index of burn severity incorporating multi-temporal differencing. U.S. Department of the Interior Northern Rocky Mountain Science Center.

Miller, J.D., Yool, S.R. 2002. Mapping forest post- fire canopy consumption in several overstory types using multi-temporal Landsat TM and ETM data. Remote Sensing of Envairoment, 82:481-496.

Parks, S.A., Dillon, G.K., Miller, C. 2014. A new metric for Quantifying burn severity: The relativized burn ratio. Remote Sensing,6:1827-1844.

Rouse J.W., Haas R.H., Schell J.A., Deering D.W. 1973, Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: Eearth Resources Technology Satellite-I Symposium, 3, Freden S.C., Mercanti E.P. and Friedman D.B. (Ed), Washington-D.C., p. 309-317.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 159-162. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Análisis de masas forestales afectadas por los grandes incendios ocurridos en 2017 en Andalucía a partir de datos LiDAR y PLEIADES

Prieto, R.[(1)], Méndez, E.[(1)], Vales, J.J.[(1)], Granado, L.[(1)], Pino, I.[(1)], Rodríguez, M.[(2)], Giménez de Azcárate, F.[(1)], Ortega E.[(2)], Moreira, J.M.[(2)]

[(1)] Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM), Agencia de Medio Ambiente y Agua, Johan Gutenberg,1, 41092, Sevilla, España. raquel.prieto@juntadeandalucia.es

[(2)] Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible (CAGPDS), Avda. Manuel Siurot, 50,41071, Sevilla, España.

Resumen: Tres grandes incendios (mayores de 500 ha) tuvieron lugar en Andalucía en 2017 en los Espacios Naturales de Doñana (Huelva) y Segura de la Sierra (Jaén) y en el ámbito de Granada de Riotinto, Zufre y Castillo de las Guardas (Huelva). La REDIAM participa en las actuaciones que lleva a cabo la CAGPDS en materia de información ambiental de soporte a contingencias relativas a incendios forestales. Este trabajo se enmarca en la fase de Evaluación y Análisis posemergencia. Para la estimación de las masas forestales afectadas se desarrollan dos metodologías basadas en la información disponible: información altimétrica de alto detalle LiDAR (2018) en Doñana y datos de alta resolución PLEIADES (2017) para los ámbitos de Granada de Riotinto y Segura de la Sierra. Como resultado se obtiene una superficie afectada de 3868,75 ha, 706,76 ha y 180,35 ha en cada incendio respectivamente.

Palabras clave: Incendio Forestal, Elevaciones, PLEIADES, LiDAR, PNOA.

Analysis of forest masses affected by large fires happened in 2017 in Andalusia from LiDAR and PLEIADES data

Abstract: *Three large fires (greater than 500 hectares) took place in Andalusia in 2017 at the Nature Spaces of "Doñana" (Huelva) and "Segura de la Sierra" (Jaén) and in the geographical scope of "Granada de Riotinto", "Zufre" and "Castillo de las Guardas" (Huelva). REDIAM takes part in various actions that CAGPDS carries out to support contingencies related to forest fires on environmental information. This work is part of the phase of post- emergency Evaluation and Analysis. To estimate the forest masses affected two methodologies have been developed, which have been based on high resolution altimetric information from LiDAR (2018) in "Doñana" and from PLEIADES (2017) in areas of "Granada de Riotinto" and "Segura de la Sierra". As result, affected masses take up an areas of 3868.75 ha, 706.76 ha and 180.35 ha respectively.*

Keywords: *Forest Fire, Elevations, PLEIADES, LiDAR, PNOA.*

1. INTRODUCCIÓN

La CAGPDS lleva a cabo una serie de actuaciones en materia de información ambiental para dar soporte a contingencias relativas a incendios forestales enmarcadas en un protocolo que abarca las fases de Prevención, Gestión de la Emergencia, Evaluación y Análisis posemergencia, Recuperación y Ejecución de actuaciones. Durante el año 2017 tuvieron lugar tres grandes incendios acaecidos en el periodo estival en los siguientes Espacios Naturales y con unas superficies aproximadas de: Doñana con 10000 ha, Granada de Riotinto, Zufre y Castillo de las Guardas con 4000 ha y Segura de la Sierra con 800 ha. Para estos incendios la REDIAM ha trabajado en la fase de análisis y evaluación posemergencia.

En base a los trabajos realizados en la estimación de masas forestales afectadas por el incendio de Quesada de 2015 (Méndez et al., 2017), se han desarrollado metodologías basadas en la adquisición de imágenes de alta resolución y la utilización de información altimétrica de detalle de fechas anterior y posterior más cercanas posibles a la declaración de los incendios.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Información de partida

La información de partida utilizada como base para el estudio de las zonas afectadas por estos incendios es distinta, lo que ha llevado a aplicar dos metodologías: una para la zona afectada por el incendio de Doñana y otra para los ámbitos afectados por los incendios de Granada de Riotinto (GR) y Segura de la Sierra (SS). Como fuente de información disponible antes del incendio común a todos, se ha utilizado el Modelo Digital de Altura Normalizada (MDHN) de 2 m de resolución obtenido a partir de la nube de puntos (0,5 ptos/m²) del PNOA LiDAR2014-15.

Posterior al incendio de Doñana se ha realizado un vuelo con sensores fotogramétricos y LiDAR el 09/08/2018. La nube de puntos LiDAR tiene una densidad de 2 ptos/m² en todo el entorno y 8 ptos/m² en zona de alto riesgo de erosión (unidad ambiental "dunas y arenales costeros"), debido a la necesidad de tener mayor resolución que la adquirida con PNOA LiDAR para la caracterización de las masas forestales afectadas. Con el vuelo fotogramétrico se ha generado la ortofotografía de 0,25 m de GSD y 4 bandas espectrales R-G-B-NIR.

En los otros dos incendios, posteriormente a su ocurrencia se han adquirido pares estereoscópicos de imágenes PLEIADES para la generación por correlación de un Modelo Digital de Superficie (MDS) en las fechas 22/12/2017 para GR y 24/12/2017 para SS. Se dispone de 3 imágenes ortorrectificadas con la siguiente combinación de bandas: una con 1 banda PAN a 0,5 m, otra con 4 bandas R-G-B-NIR a 2 m y una con 1 banda fusionada a 0,5 m. El sistema geodésico de referencia es ETRS89 y proyección UTM en el huso 30.

Los productos utilizados están disponibles en el catálogo de información ambiental de la REDIAM y difundidos mediante servicios WMS, visores y aplicaciones de descarga de datos.

2.2. Metodología

2.2.1. Incendio de Doñana

El incendio ocurrido en este ámbito ha tenido una importante repercusión por las especiales características del entorno, afectando a una extensión superior a 10 000 ha del Parque Natural de Doñana. Surge la necesidad de caracterizar la geometría y la altura de las masas forestales con gran detalle y precisión, información de sumo interés para el análisis de las masas forestales afectadas (reducidas/eliminadas) si se dispone de información de similares características posterior al incendio y obteniendo la diferencia entre ambas (preincendio – posincendio). En este sentido se hace evidente la necesidad de obtener la Altura Normalizada de la Vegetación (masas forestales) posterior al incendio. La metodología idónea para la caracterización de la geometría del terreno y de todos sus elementos se basa en la utilización de los sensores LiDAR para capturar las nubes de puntos del entorno afectado. Se estima que para una adecuada caracterización de las masas forestales afectadas se requiere una resolución mayor que la disponible en la cobertura anterior PNOA, mínimo de 2 ptos/m².

Es por ello que la REDIAM ha puesto en marcha la realización de un vuelo fotogramétrico LiDAR (Figura 1) con una altura de vuelo media de 2536 m, en el que se ha utilizado el sensor LEICA ALS80 para la captura de la nube de puntos y el sensor LEICA RCD30 para la obtención de la ortofotografía.

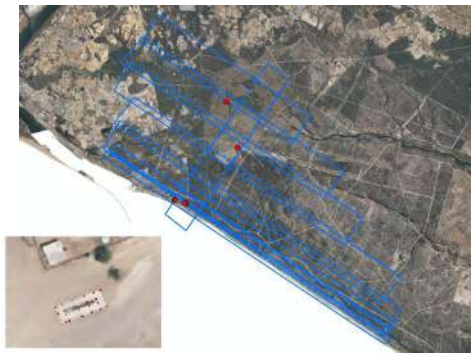


Figura 1. *Gráfico de vuelo fotogramétrico LiDAR. En azul: pasadas ejecutadas; en rojo: campos de control.*

Previa a la generación de los productos se ha realizado el control de calidad (QC) del ajuste vertical de la nube de puntos tomando datos en los campos de control (Figura 1) localizados a lo largo de la pasada transversal en zonas llanas sin pendientes y despejadas. El RMSE obtenido de la diferencia en Z ortométrica de los puntos ha sido de 0,052 m (Figura 2).

Use	Number	Easting	Northing	Known Z	Laser Z	Dz
☒	167	162570.69	4115441.92	39.007	39.150	+0.143
☒	176	166978.32	4119170.66	63.365	63.480	+0.115
☒	177	166980.98	4119171.65	63.379	63.480	+0.101
☒	160	162532.86	4115433.46	38.930	39.030	+0.100
☒	173	166975.22	4119169.48	63.338	63.420	+0.082
☒	134	162579.23	4115446.63	38.930	39.010	+0.080
☒	119	163293.07	4115228.14	39.301	39.380	+0.079
☒	172	166972.04	4119168.29	63.342	63.420	+0.078
☒	125	163308.39	4115207.94	39.213	39.290	+0.077
☒	152	162567.77	4115456.27	39.053	39.100	+0.047

Average magnitude	0.0407	Average dz	-0.0148
Std deviation	0.0496	Minimum dz	-0.1300
Root mean square	0.0515	Maximum dz	+0.1430

Figura 2*. QC geométrico de la nube de puntos de 2018.*

Previo al procesado, se han desarrollado varios tratamientos sobre la nube puntos: (i) clasificación automática; (ii) coloreado en NIR-R-G a partir de la ortofotografía generada del mismo vuelo; (iii) transformación a alturas ortométricas calculadas a partir del modelo de geoide EGM08-REDNAP; (iv) corte en hojas según una cuadrícula de 1×1 km, generando un *buffer* de 50 m a estos ficheros para evitar "artefactos de borde", problema que se origina durante la interpolación al generar los modelos, evitando así la existencia de píxeles "*nodata*".

El procesado de los datos para la obtención de los productos de los Modelos Digitales de Elevaciones (MDE) se ha realizado con el software FUSION (McGaughey, 2014). Partiendo de la nube de puntos filtrada por la clase terreno se ha utilizado el comando *GridSurfaceCreate* para generar el Modelo Digital del Terreno (MDT). El valor de cada píxel representa la elevación media de los puntos clasificados como terreno localizados en ese píxel. Previamente, se ha realizado el QC para asegurar que los retornos clasificados como terreno corresponden realmente a esta clase. A partir del algoritmo *CanopyModel* se ha asignado a cada píxel la altitud mayor de todos los retornos dentro de este, obteniendo así el Modelo Digital de Superficies (MDS). También este algoritmo ha servido para calcular el MDHN utilizando como parámetro de entrada el MDT generado previamente. Todos los modelos tienen un paso de malla de 1 m.

Con los productos posincendio calculados se ha procedido a la fase de análisis. Partiendo del MDHN previo al incendio se ha aplicado un modelo de altura mínima de arbolado según unidades ambientales (UA) (Tabla 1), generando mediante álgebra de mapas una máscara de altura de la vegetación arbórea preincendio que se ha utilizado en ambos MDHN (preincendio y posincendio) para centrar el análisis en la masa forestal arbolada.

Se ha calculado la diferencia entre los MDHN preincendio y posincendio enmascarados para obtener las masas arbóreas en pie. Entre ellas existen tanto árboles vivos que no han sido afectados como muertos o senescentes. Se ha calculado el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI) a partir de la ortofotografía del vuelo LiDAR y se han analizado los valores obtenidos estableciendo un límite a partir del cual se ha discriminado vegetación vigorosa de vegetación que ha sido afectada por el fuego. Cruzando

este resultado con la máscara de arbolado se ha obtenido el producto de masas vivas y masas afectadas por el fuego.

***Tabla 1**. Altura total mínima del arbolado por unidad ambiental (nivel 1) en Doñana.*

UA_n1	Nombre UA (nivel 1)	Min h (m)
1	ABALARIO	2,00
2	OCCIDENTAL	2,50
3	NOROCCIDENTAL	2,50
4	DUNAS Y ARENALES COSTEROS	2,00
5	ARROYOS ATLÁNTICOS	3,00
6	LAGUNAS TEMPORALES SIN TURBA	3,00
7	LAGUNAS TEMPORALES CON TURBA	3,00
8	TURBERA	3,00
9	ÁREAS ANTROPIZADAS	3,00

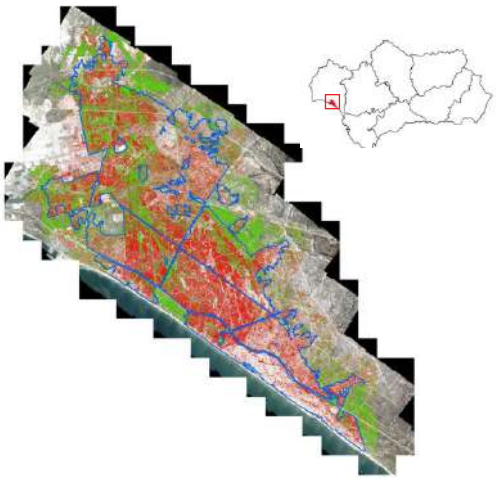


***Figura 3.** Masas vivas (verde) y masas afectadas (rojo) en el incendio de Doñana.*

2.2.2. Incendios de GR y SS

El flujo de trabajo realizado ha sido el siguiente: (i) se han extraído los puntos de apoyo (PA) a partir de datos PNOA de referencia los cuales se han identificado y medido en las imágenes PLEIADES de 0,5 m; (ii) se ha realizado el ajuste fotogramétrico y refinamiento de los coeficientes polinómicos racionales (RPCs) del par de imágenes estéreo y la correlación automática densa de las mismas para obtener alturas elipsoidales, incluyendo un filtrado global de artefactos y una edición manual (detección de cuerpos de agua y homogeneización de esta superficie, eliminación de artefactos, densificación de puntos acotados y lineas de rotura), cuyo resultado ha sido un MDS; (iii) transformación a alturas ortométricas restando el modelo de geoide EGM08-REDNAP. Se ha obtenido una precisión vertical absoluta en Z menor a 2 m (90% error lineal).

Para el QC de la triangulación espacial de las imágenes se han utilizado los puntos de control del terreno (GCPs) obtenidos en la planimetría de ortoimágenes actuales con resolución 0,5 m y la altimetría a partir del MDT LiDAR de 2014-15. Los puntos de unión han sido automáticamente seleccionados de las imágenes. Se ha realizado un ajuste de bloque que incluye todas las escenas de satélite, que se ha validado al conseguir una precisión en la desviación estándar xy de los GCPs de 0,15 m. El QC del MDS se ha realizado comparando las elevaciones del terreno de los GCPs con las elevaciones obtenidas del modelo. El resultado ha sido: para GR un RMSE Z de 0,464 m y LE90 de 0,764 m y para SS un RMSE Z de 0,657 m y LE90 de 1,081 m.

La superficie de la vegetación arbórea (altura superior a 3 m) que se ha mantenido se obtiene del cálculo del MDHN posincendio por medio de la diferencia entre el MDS Pleiades 2017 y el MDT LiDAR 2014-15. Este modelo de alturas se ha filtrado utilizando una máscara de alturas mayores de 3 m calculada con los datos preincendio, de manera que solo se han considerado los píxeles correspondientes a árboles antes del incendio. El resultado incluye tanto la vegetación no afectada como la afectada (tanto eliminada como no eliminada pero que ha visto reducida su altura).

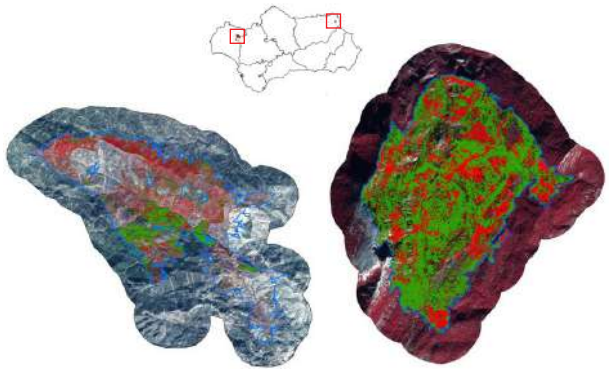


***Figura 4.** Masas vivas (verde) y masas afectadas (rojo) en los incendios de GR (izda.) y SS (dcha.).*

2.2.3. Caracterización del arbolado

Se ha realizado la caracterización de arbolado vivo posincendio en el ámbito del incendio de Doñana. Para ello se han utilizado técnicas de segmentación y clasificación orientada a objetos (OBIA) (Hernando, 2011) a partir de la ortofotografía de 2018. Las herramientas de segmentación permiten extraer entidades de las imágenes basadas en objetos. Los píxeles de la imagen que están cerca y tienen características espectrales similares se agrupan en segmentos, tal que los que tienen determinadas formas y características espectrales y espaciales se agrupan en objetos los cuales, a su vez, se agrupan en clases que representan entidades del mundo real sobre el terreno. En este caso se ha utilizado el algoritmo del desplazamiento medio (Comaniciu et al., 2002). Este utiliza una ventana móvil para calcular un valor medio de los píxeles y determinar los que deben incluirse en cada segmento. A medida que la ventana se mueve por la imagen, calcula de forma iterativa el valor para asegurarse de que cada uno de los segmentos sea adecuado. El resultado es una agrupación de los píxeles de la imagen en un segmento caracterizado por un color medio. La segmentación se ha realizado sobre las bandas infrarrojo cercano, roja y verde, que es donde se ha observado mayor diferenciación entre los elementos de la imagen. Las características de los segmentos en los que se ha dividido la imagen dependen de tres parámetros: detalle espectral, detalle espacial y tamaño mínimo de segmento. De los dos primeros se han aplicado distintas combinaciones optando por aquella en la que se distinguen mejor los árboles respecto al resto de entidades de la imagen. Como tamaño mínimo del segmento se

ha seleccionado un valor de 20 píxeles (esto implica que no se han considerado segmentos por debajo de 1,25 m^2). Posteriormente, se han extraído los segmentos correspondientes a los árboles. Para ello se ha aplicado un condicional con álgebra de mapas y se han estudiado distintos umbrales en las bandas segmentadas hasta obtener un resultado en el que sean mínimos los errores de comisión (considerar como árboles segmentos que no lo son) a costa de que exista algún error de omisión (no considerar como árbol algún segmento que sí lo sea). Por último, se realizan distintos procesos de generalización para separar los segmentos, es decir, que un segmento corresponda a una única copa. En zonas donde la proximidad y la densidad del arbolado es mayor este proceso es más costoso. Finalmente, el resultado se vectoriza.

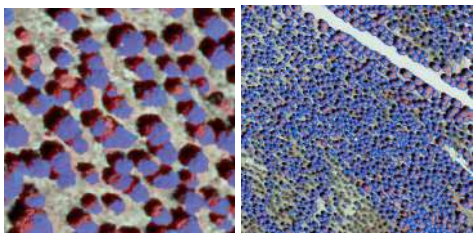


Figura 5. *Izda.: ortofoto Doñana segmentada después de extraer las copas de los árboles. Dcha.: Resultado de la segmentación.*

3. RESULTADOS

En el incendio de Doñana, los resultados se han analizado por las UA existentes en la zona para conocer el estado de regeneración de la vegetación característica de cada una de ellas y poder planificar con más precisión y criterio las medidas a adoptar para el futuro Plan de Restauración que se llevará a cabo. Sobre la cartografía resultante se ha analizado con métodos estadísticos la superficie de las masas forestales vivas y afectadas (reducidas/eliminadas) (Tabla 2).

En los incendios de GR y SS se ha realizado una extracción por consulta de atributos tal que el valor de altura posincendio sea mayor o igual a 3 m y se han calculado las estadísticas para obtener el porcentaje de superficie arbórea de masas vivas: 42% para GR y 67% para SS.

4. CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

Las cartografías obtenidas de masas vivas y afectadas por ambas metodologías tienen elevada utilidad y fiabilidad, se podrían utilizar indistintamente cualquiera de las dos para el análisis de las masas forestales vivas y afectadas en un incendio, dependiendo del las fuentes de información que sean adquiribles en el momento posincendio. Son destacables algunas ventajas al utilizar dos fuentes de información preincendio y posincendio adquiridas con el mismo tipo de sensor como es en el caso de Doñana, al tener iguales precisiones en el procesamiento de datos altimétricos se obtienen productos más comparables entre ellos aunque tengan distintas resoluciones. Es de destacar también que la densidad de los datos LiDAR en la etapa posincendio ha mejorado de 0,5 ptos/m^2 a 2 ptos/m^2, lo cual aporta una pseudo verdad-terreno sin tener que adquirir datos en campo.

Respecto a la segmentación, para mejorar la precisión del proceso puede ser útil aplicar sobre la imagen de entrada algún filtro de realce de las características espectrales o cálculo de índices espectrales que permitan optimizar las diferencias entre los elementos, así como extender el histograma de las distintas bandas de la imagen original.

5. AGRADECIMIENTOS

Airbus Defence & Space y SPASA.

6. BIBLIOGRAFÍA

Méndez, E., Prieto, R., Vales. J.J, Granado, L., Pino, I., Montoya, G., Carpintero, I., Gimenez de Azcarate, F., Cáceres, F., Moreira, J.M., Salas, F.J. 2017. Estimación de masas forestales afectadas por el incendio de Huesa, Quesada y Cabra de Sto. Cristo (Jaén) en 2015 a partir de PNOA LiDAR Y PLEIADES. En Teledetección: Nuevas plataformas y sensores aplicados a la gestión del agua, la agricultura y el medio ambiente. XVII Congreso de la Asociación Española de Teledetección, pp. 353-356. Ed. by L.A Ruiz, J. Estornell and M. Erena. Murcia, Spain.

Hernando, A. 2011. Propuesta metodológica para la planificación y gestión de los espacios protegidos Red Natura 2000, utilizando teledetección (análisis de imágenes en base a objetos) y sistemas de información geográfica. Tesis, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid, ES. 217 pp.

Comaniciu, D., Meer, P. 2002. Mean shift: a robust approach toward feature space analysis. IEEE Transactions on pattern analysis and machine intelligence, 24, 5, 603-619.

McGaughey, R.J. 2014. FUSION/LDV: Software for LiDAR Data Analysis and Visualization U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, University of Washington.

Tabla 2*. Superficie de arbolado afectado por el incendio que en la actualidad se encuentra con vigor, superficie de estrato muerto o senescente y superficie desarbolada con anterioridad al incendio.*

			ARBOLADO (ha)		
COD_UA	DESCRIPCIÓN	SUP. (ha)	SOBREVIVE	MUERTO	DESARBOLADO (ha)
1	ABALARIO	3954,70	363,04	1807,58	1784,09
2	OCCIDENTAL	1582,04	366,40	662,09	553,55
3	NOROCCIDENTAL	3712,17	664,96	1177,61	1869,60
4	DUNAS Y ARENALES COSTEROS	869,36	10,29	191,40	667,69
5	ARROYOS ATLÁNTICOS	25,08	1,93	7,84	15,31
6	LAGUNAS TEMPORALES SIN TURBA	168,00	11,12	20,23	136,64
7	LAGUNAS TEMPORALES CON TURBA	0,77	0,04	0,01	0,72
8	TURBERA	30,39	3,68	1,85	24,86
9	ÁREAS ANTROPIZADAS	1,90	0,12	0,14	1,64
	TOTAL	10344,41	1421,58	3868,75	5054,10

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 163-166. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Protocolo de actuaciones en materia de Información Ambiental como soporte a contingencias relativas a Incendios Forestales en Andalucía

Vales, J.J.[(1)], Granado, L.[(1)], Méndez, E.[(1)], Pino, I. [(1)], Prieto, R.[(1)], Fernández-Palacios, A.[(2)]
Giménez de Azcárate, F.[(1)], Ortega E.[(2)], Moreira, J.M.[(2)]
[(1)] Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM), Agencia de Medio Ambiente y Agua, Johan Gutenberg,1, 41092, Sevilla, España. juanjo.vales@juntadeandalucia.es
[(2)] Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible (CAGPDS), Avda. Manuel Siurot, 50,41071, Sevilla, España.

Resumen: La Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible (CAGPDS) de la Junta de Andalucía lleva a cabo una serie de actuaciones en materia de Información Ambiental (IA) para dar soporte a contingencias relativas a incendios forestales enmarcadas en un protocolo que abarca todas las fases de la emergencia y que pretende dar soporte a la toma de decisiones principalmente sobre los Grandes Incendios Forestales (GIF) en el análisis de la afección, la obtención de estadísticas oficiales y toda la información necesaria para redacción de planes de restauración de los entornos afectados.

Palabras clave: gran incendio forestal, Rediam, observación del territorio, información ambiental.

Forest Fires Environmental Information protocol as support to contingencies management

Abstract: *The Agriculture, Livestock, Fisheries and Sustainable Development Department (CAGPDS) of Andalusian Government carries out Environmental Information actions to support contingencies of forest fires framed in a protocol that covers all phases of the emergency and which aim is giving support to decision-making, mainly in the Largest Forest Fires analyzing the fire impact, the official statistics and all the necessary Environmental Information to define recovery plans for the affected areas.*

Keywords: *large forest fire, Rediam, earth observation, environmental information.*

1. INTRODUCCIÓN

La Ley 5/1999, de 29 de junio, de Prevención y Lucha contra los Incendios Forestales, en su Articulo 1 tiene por objeto defender los montes o terrenos forestales frente a los incendios y proteger a las personas y a los bienes por ellos afectados, promoviendo la adopción de una política activa de prevención, la actuación coordinada de todas las Administraciones en materia de prevención y lucha contra los incendios forestales, y la restauración de los terrenos incendiados, así como el entorno y medio natural afectado.

En relación a la Prevención de Incendios (Título I) la planificación de las actuaciones en terrenos forestales se incluirá en los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales que contemplarán entre otros elementos, la evaluación del riesgo de incendios forestales y la situación actual de la prevención en el territorio. Desde el punto de vista de la extinción, la lucha contra incendios forestales se plantea a través de la planificación de diferentes instrumentos: Planes de extinción de incendios de Andalucía (INFOCA), Planes locales de Emergencia y Planes de Autoprotección. En lo relativo a la Restauración de los entornos afectados por incendios, en su artículo 51 establece que los propietarios de los terrenos afectados están obligados a redactar un Plan de Gestión para la Restauración en el que se evalúe la situación de estos terrenos desde el punto de vista de la conservación de la flora, la fauna, el suelo y los ecosistemas.

En todas las fases se requiere disponer de información ambiental fiable, de calidad y accesible en cada situación. Parte de ésta, se genera sistemáticamente principalmente enmarcada en planes y programas de producción de información, y parte puede generarse ex profeso para la emergencia según características y requerimientos de ésta, principalmente en los GIF. Es esencial contar con la información/servicios necesarios en el momento preciso de la emergencia para llevar a cabo la gestión tanto de la emergencia como de la comunicación de información a los interesados a través de noticias en los medios oficiales (estadísticas, informes o productos cartográficos).

La Junta de Andalucía desarrolla su competencia en prevención y lucha contra incendios forestales a través CAGPDS principalmente de la D.G. de Medio Natural, Biodiversidad y Espacios Protegidos (DGMNByEP), que debe realizarse de forma coordinada mediante colaboración con otras administraciones (nacionales, regionales y locales).

El Servicio de Gestión de Emergencias del programa Copernicus de la Comisión Europea (Copernicus EMS) a través del servicio *Rapid Mapping* proporciona información de la emergencia mediante producción de cartografía con activación a demanda de autoridades competentes.

Por su parte, la CAGPDS, a través REDIAM, recopila y produce una gran cantidad de información relativa a Bases de Referencia cartográfica y temática, monitorización ambiental y estado de la vegetación, y emergencias ambientales, en los que la Observación del Territorio (OT) a partir de sensores satelitales y aeroportados constituye una de las principales fuentes de información. Esta

Información Ambiental puede explotarse directamente y dar soporte a la redacción de planes de Ordenación o Proyectos técnicos, Planes de Emergencia, y Planes de Restauración de los espacios afectados. Por lo que resulta de máximo interés que toda la IA de Andalucía se encuentre catalogada y perfectamente accesible a través de acceso directo a ficheros, servicios interoperables,...

Por otro lado, la Ley 7/2007, de 9 de julio, de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental, en su artículo 9 crea oficialmente la REDIAM, e indica que su objeto es la integración de toda la información alfanumérica, gráfica o de cualquier otro tipo sobre el medio ambiente en Andalucía, generada por todo tipo de centros productores de información ambiental en la Comunidad Autónoma, para ser utilizada en la gestión, la investigación, la difusión pública y la toma de decisiones. Es por tanto fundamental que el levantamiento de información, gestión y explotación de la misma se haga de forma coordinada por todos los actores implicados en las emergencias, por ello se hace necesario disponer de un protocolo de actuaciones en materia de Información Ambiental en el que queden identificados y descritos cada una de las actuaciones a desarrollar y el flujo de trabajos entre las mismas.

Por ello, las acciones encaminadas a la obtención y disposición de una información de calidad, es decir, actual, veraz y coherente, relativa a Incendios forestales constituyen la base para garantizar gran parte del éxito en la gestión, protección y mantenimiento de los montes andaluces y en particular de los espacios protegidos.

2. FASES EN LA GESTIÓN DE ACTUACIONES

I. *Prevención / Preparación*. De forma continua hasta el desarrollo del incendio.

II. *Gestión Emergencia*. Desde la alerta del fuego hasta que se encuentra extinguido.

III. *Evaluación/Análisis Posemergencia*. Desde que el incendio se encuentra controlado hasta que se han generado las evaluaciones de afección del fuego

IV. *Recuperación*. Desde la extinción del incendio en adelante (de forma indefinida), para analizar la respuesta natural del entorno afectado o respecto a las actuaciones antrópicas de restauración.

3. INFORMACIÓN AMBIENTAL DISPONIBLE Y GENERADA

Esta información se estructura en los siguientes grupos de conjuntos de datos que deben ser mantenidos por cada centro productor e integrados en Rediam, siendo identificados a través del Catálogo de Datos (y Servicios cuando proceda) y accesibles para su puesta a disposición en la gestión de la emergencia y la redacción de planes de restauración.

1. Bases de Referencia Cartográfica y Temática

Se obtienen mediante producción planificada (Planes Nacionales o Regionales) o sistemas de información con levantamientos/producción de información continuos acordes con una cadencia de actualización establecida. Principalmente: MTA10, MTN50, DERA, Ortofotografías, LiDAR y elevaciones (y derivados), Ocupación del Suelo (SIOSE), estructura y distribución de las formaciones vegetales, biodiversidad (hábitats y taxones), Espacios Naturales Protegidos, caracterización climática, límites administrativos, infraestructuras de comunicación.

2. Monitorización del estado de la vegetación y la sequía

Monitorización ambiental desarrollada de forma continua con análisis mensual (y extraordinariamente decenal) de forma conjunta a partir de estaciones meteorológicas de Andalucía (compuesta por diferentes redes) e imágenes de satélites diarias: Subsistema Clima, Seguimiento Histórico de la Vegetación, Sistema Integral de Seguimiento de la Sequía.

3. Información sobre Incendios Forestales

Se generan también de forma continua o planificada por parte de la DGMNByEP. Principalmente: Inventarios forestales y de biomasa, mantenimiento de la red de cortafuegos, histórico de incendios forestales, Indices de riesgo (definidos para planes de riesgo regionales): por combustibilidad, meteorológicos, por vulnerabilidad,...

4. Información meteorológica en Tiempo Real

Las previsiones meteorológicas proporcionadas por AEMET son muy útiles para la gestión de medios (prevención) y cruciales para el análisis de la posible evolución de los incendios, especialmente porque pueden producirse diferentes eventos simultáneamente en diferentes localizaciones geográficas.

5. Información generada ex profeso para IF

Además del registro y perimetrado de todos los incendios forestales, se genera una gran cantidad de información ex profeso de los GIF basada principalmente en el uso de sensores satelitales y aeroportados (imágenes Media Resolución (MR), Alta Resolución (AR), y Muy Alta Resolución (MAR), LiDAR, datos de campo,…) principalmente en las fases de evaluación y análisis posemergencia, y recuperación (Rediam). En España se considera un GIF cuando la superficie afectada es mayor de 500 ha (ver estadísticas de incendios en Tabla 1).

***Tabla 1**. Estadística de IF (>10 ha) y GIF (>500 ha) en Andalucía (1975-2018) a partir de Áreas Recorridas por el Fuego (Fuente: Rediam).*

Período	Nº IF (>10 ha)	Sup. total Afectada (ha)	N.º GIF (>500 ha)	Sup. afectada por GIF (ha)	EMS Rapid Mapping (Andalucía)	EMS Rapid Mapping (España)
1975-1984	167	62823	21	42588		
1985-1994	1314	207762	78	127551		
1995-2004	418	114028	29	78912		
2005-2014	386	68251	19	42759	0	0
2015-2018	179	42520	9	32455	8	19

Los principales productos para los GIF: Perímetro preliminar (medios aéreos INFOCA/Copernicus) y perímetro de áreas recorridas por el fuego (ARF Rediam) para análisis ambientales, afección (severidad del fuego basados en índices espectrales de vegetación, de área quemada y datos de campo), recuperación (evolución de índices de vegetación, y severidad extendida), masas forestales afectadas y mantenidas, estadísticas oficiales. Esta es la información base que permite realizar un análisis y actualización de cartografías temáticas (Ocupación,

Hábitats,…) y la capacidad de cuantificar daños y diseñar planes de restauración (por parte de los propietarios de los terrenos afectados).

4. ACTUACIONES A REALIZAR SEGÚN FASE Y TIPOLOGÍA DEL EVENTO.

A continuación se mencionan las actuaciones más relevantes del protocolo, que se han reflejado en un diagrama de flujo (Figura 1).

I. Fase deprevención

Comprende principalmente los trabajos de producción/ mantenimiento y puesta a disposición de conjuntos de datos más actualizados e incluye el desarrollo de Planes de Prevención que hacen uso de esa información. También incluye la integración de previsión meteorológica procedente de AEMET y desarrollo de índices de riesgo o de trabajos preventivos como la limpieza de cortafuegos, de los que en ambos casos se han desarrollado proyectos pilotos basados en OT (Proyecto Copernicus PREFER).

II. Fase de Gestión de la emergencia

Comprende el registro de todos los eventos (conatos e incendios), el perimetrado preliminar con medios aéreos, o/y la activación del servicio *Copernicus EMS Rapid Mapping* para obtener una versión preliminar y aproximada del perímetro y grado de afección en los GIF. Esta activación siempre es responsabilidad de la DGMNByEP. Por otro lado, durante la campaña de 2018 se han realizado pilotos de monitorización nocturna con drones. En esta fase se incluye la comunicación a los medios de la estimación de superficie afectada.

Toda la información generada ha de integrarse en la Rediam (Catálogo de Información Ambiental) y estar accesible mediante la forma de distribución más adecuada (visualización a través de servicios OGC y visualizadores cartográficos, descarga directa,…).

III. Fase de Evaluación posemergencia

Comprende la actualización de la Base de Datos de Conatos e Incendios Forestales y la cartografía de perímetros de incendios forestales (DGMNByEP que proporciona la estadística oficial). Por otro lado, sobre imágenes de satélite de MR posincendio se genera la cartografía regional de perímetros de Área Recorrida por el Fuego (Rediam), incluyendo también usos del suelo urbano y agrícola. Para el caso de los GIF se hará uso de imágenes de AR posincendio para el perimetrado de detalle (proporcionando la estadística más precisa) e imágenes de satélite de MR preincendio y posincendio se analiza la afección del fuego (mediante índices de vegetación, de área quemada y datos de campo). Haciendo uso de datos altimétricos obtenidos mediante LiDAR o imágenes AR estereoscópicas posincendio y PNOA LiDAR previo se lleva cabo un análisis de masas forestales afectadas. En esta fase se lleva a cabo un análisis sobre cartografía temática (usos del suelo, Hábitats, EENNPP…) para proporcionar cartografía y estadísticas oficiales, y comunicación a los interesados. Se toma como referencia la Guía de Gestión de Montes Quemados (MAGRAMA).

IV. Fase de Recuperación

El objetivo principal es la monitorización del comportamiento de la vegetación a través del histórico de índices de vegetación de todo el año posterior al incendio y se contempla la adquisición de imágenes de AR (y LiDAR si procede) y campañas de campo de recuperación para la obtención de cartografía de regeneración natural. Tomando como base la Guía de Gestión de Montes Quemados (MAGRAMA), las características del incendio, la afección y la recuperación, sirven de base para analizar todos los elementos que deberá contener el Plan de Restauración (evaluación preliminar del impacto del fuego, caracterización de la zona afectada, y los criterios y variables para la priorización de actuaciones). Tras esta fase se desarrollarán las actuaciones recogidas en el Plan de Restauración.

5. AGRADECIMIENTOS

D.G. Gestión de Medio Natural, Biodiversidad y Espacios Protegidos. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible.

6. BIBLIOGRAFÍA

Copernicus Emergency Management Service (EMS). Copernicus. PREFER.

Guía de Gestión de Montes Quemados. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino.

Ley 5/1999, de 29 de junio, de Prevención y Lucha contra los Incendios Forestales.

Ley 7/2007, de 9 de julio, de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental, en su artículo 9 crea oficialmente la Red de Información Ambiental de Andalucía, (en adelante REDIAM)

Plan de Emergencia por Incendios Forestales de Andalucía (INFOCA). Decreto 160/2016 de 4 Octubre.

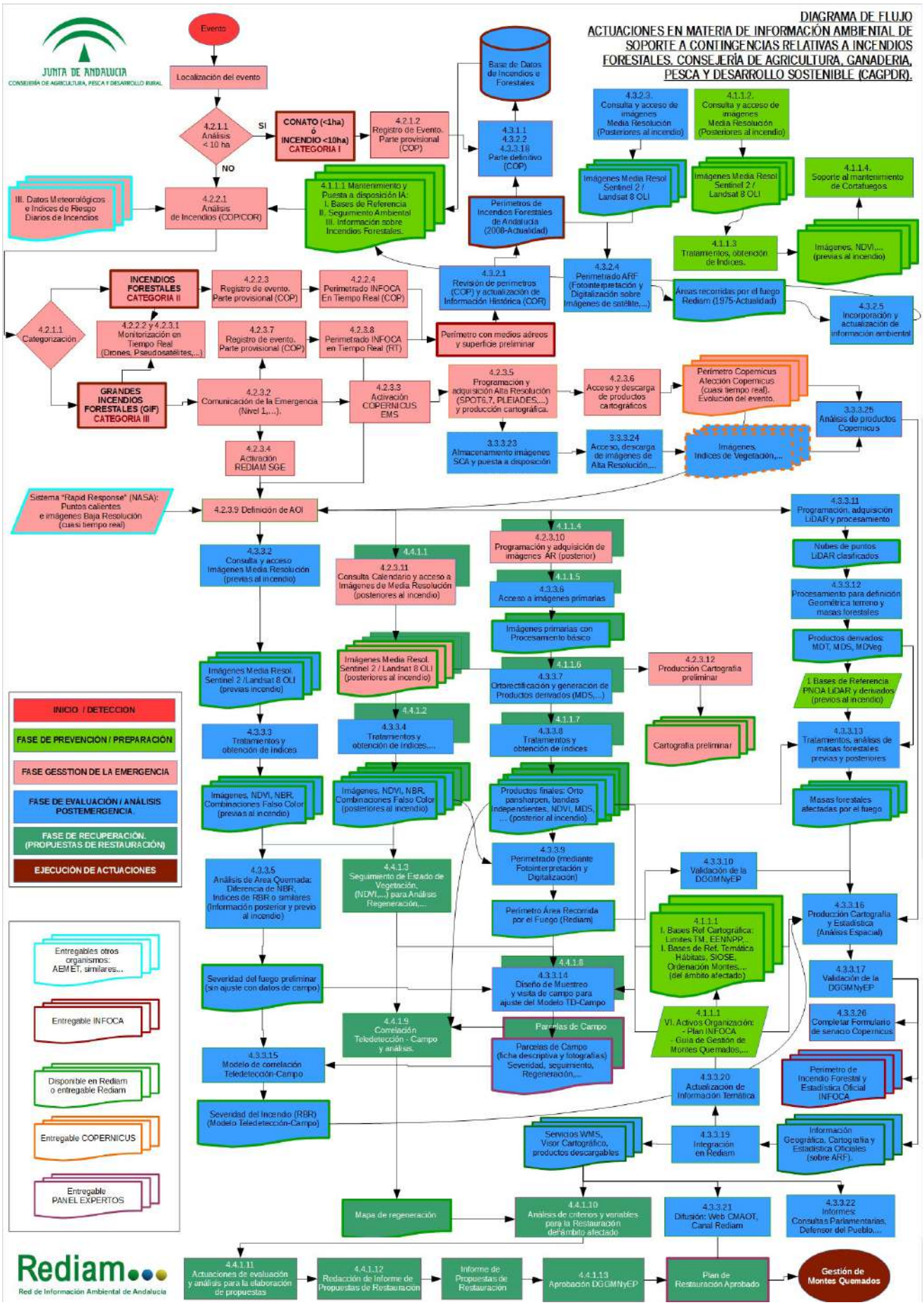


Figura 1. *Diagrama de flujo de actuaciones.*

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 167-170. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Estimación de daños causados por el incendio del 20 de septiembre de 2017 en Gran Canaria, y análisis de la recuperación de la cubierta vegetal mediante el procesado de imágenes de satélite de alta resolución

Rodríguez-Esparragón, D.[(1)], Marcello-Ruiz, J.[(1)], Guedes-Sánchez, J.A.[(2)]
[(1)] Instituto de Oceanografía y Cambio Global, Campus Universitario de Tafira, 35017 Las Palmas de Gran Canaria, España.
dionisio.rodriguez@ulpgc.es
[(2)] Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Campus Universitario de Tafira,
35017 Las Palmas de Gran Canaria, España.

Resumen: La estimación de los daños producidos por el fuego es un tema de interés ecológico, social y económico. La disponibilidad de datos de teledetección de alta resolución permite abordar este problema, en especial en los denominados "fuegos pequeños". En septiembre de 2017 un incendio arrasó una zona de las cumbres de la isla de Gran Canaria, causando la muerte de una persona, y arrasando una cubierta mayoritariamente de pinos y matorral bajo. En este trabajo, se presenta una estimación del área quemada y un análisis de la severidad del incendio en esa superficie. Adicionalmente, se realizó un estudio de la evolución de la recuperación de la cubierta vegetal en los meses siguientes. Para todo ello, se utilizaron imágenes de la misión Sentinel-2, lo que permite analizar el desempeño de este sensor para el análisis de pequeños fuegos en el hábitat insular descrito.

Palabras clave: Sentinel-2, NBR, dBNR, NDVI.

Estimation of damage caused by the fire on September 20, 2017 in Gran Canaria, and analysis of the recovery of the vegetation cover through the processing of high resolution satellite images

Abstract: *The estimation of damage caused by fire is a topic of ecological, social and economic interest. The availability of high-resolution remote sensing data allows us to address this problem, especially in so-called "small fires". In September of 2017, a fire devastated an area of the summits of the island of Gran Canaria, causing the death of a person, and destroying a cover mainly of pines and low scrub. In this work, an estimate of the burned area is presented, and an analysis of the severity of the fire on that surface. Additionally, a study was made of the evolution of the recovery of the vegetation cover in the ensuing months. For all this, images of the Sentinel-2 mission were used, which allows analysing the performance of this sensor for the analysis of small fires in the insular habitat described.*

Keywords: *Sentinel-2, NBR, dBNR, NDVI.*

1. INTRODUCCIÓN

Las Islas Canarias se encuentran al norte de África. Constituyen un archipiélago próximo a las costas del sur de Marruecos, y al norte del Sáhara. Geográficamente, queda delimitado entre las coordenadas 27°37' y 29°25' de latitud norte y 13°20' y 18°10' de longitud oeste (Hernández-Hernández, 1977).

Gran Canaria es la tercera isla del archipiélago canario en extensión y altitud (Figura 1). Ocupa una superficie de 1560,1 km², y se eleva hasta un máximo de 1956 metros (Morro de la Agujereada). Consecuentemente, presenta una orografía escarpada y singular asociada a una amplia diversidad paisajista y de ecosistemas naturales (Morales-Matos y Pérez-González, 2000). Por ello, cuenta con 33 espacios naturales que protegen aproximadamente el 42,8% de su superficie.

Los incendios forestales causados por el ser humano representan un grave problema medioambiental (Dale et al., 2001; Flannigan et al., 2000; Mataix-Solera et al., 2011). El 20 de septiembre de 2017 se declaró un incendio localizado en las medianías y cumbres de la isla de Gran Canaria (Figura 1). El fuego pudo ser controlado tres días después. Como consecuencia, se quemó, con rapidez e intensidad, una amplia superficie de pino y monte de gran valor ecológico. Lamentablemente, causó la muerte de una persona.

Las técnicas de teledetección se emplean asiduamente como herramientas en gestión de riesgos medioambientales (Chuvieco et al., 2010; Tralli et al., 2005). En este sentido, la utilización de datos de alta resolución facilitan la cartografía de áreas afectadas por los fuegos (Chuvieco y Congalton, 1989; Lentile et al., 2006), y, por consiguiente, la valoración de los daños sociales y económicos que se han producido (Bella y Posse, 2008; Jakubauskas et al., 1990). Posteriormente, permiten el seguimiento de la recuperación de las zonas quemadas. En especial, la gran disponibilidad de datos ópticos de alta resolución de libre uso, posibilita la obtención de índices espectrales que ejecuten un análisis del fuego, su severidad y su evolución post-incendio.

El objeto de este trabajo fue realizar un estudio de la zona afectada por el fuego y de su grado de severidad (calcinación), así como la monitorización posterior de la cubierta vegetal para estimar la recuperación a medio plazo de la superficie dañada.



Figura 1. *(a) Mapa de la Isla de Gran Canaria. (b) Composición RGB post-incendio de la isla de Gran Canaria capturada por el sensor MSI del Sentinel-2 el 28 de septiembre de 2017. El rectángulo rojo señala el área aproximada afectada por el incendio.*

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Como datos de análisis se utilizaron las imágenes capturadas con el *Multispectral Instrument* (MSI) a bordo de los satélites Sentinel-2A y 2B. En la tabla 1, se detalla la resolución espacial y espectral para dicho sensor. Como se puede ver, captura hasta 13 bandas cubriendo desde el aerosol costero hasta el infrarrojo de onda corta, con resoluciones espaciales de 10, 20 y 60 metros dependiendo de la longitud de onda.

Tabla 1. *Distribución de bandas espectrales y su resolución espacial para el MSI a bordo del Sentinel 2.*

Banda	Denominación	Longitud de onda central (nm)	Ancho de banda (nm)	Resolución Espacial (m)
1	*Costal Aerosol*	443,9	27	60
2	*Blue*	496,6	98	10
3	*Green*	560	45	10
4	*Red*	664,5	38	10
5	*Vegetation red edge*	703,9	19	20
6	*Vegetation red edge*	740,2	18	20
7	*Vegetation red edge*	782,5	28	20
8	*NIR*	835,1	145	10
8a	*Narrow NIR*	864,8	33	20
9	*Water vapour*	945	26	60
10	*SWIR-Cirrus*	1373,5	75	60
11	*SWIR*	1613,7	143	20
12	*SWIR*	2202,4	242	20

Al objeto de evaluar la superficie quemada se descargaron dos imágenes Sentinel-2A (Figura 2.): Una correspondiente al área afectada pre-incendio del 18 de septiembre (2 días antes del fuego); la otra del 28 de septiembre, pocos días después de que se extinguiese el incendio (post-incendio). Ambas imágenes corresponden a un producto de reflectividad en superficie nivel 2A, que se remuestrea a 20 m.

El cálculo de la superficie quemada (dNBR) se obtuvo a partir de la diferencia del *Normalized Burn Ratio* (NBR) de cada una de las imágenes pre-incedio y pos-incedio (Miller y Thode, 2007). El dNBR se define como:

$$dNBR = NBR_{pre} - NBR_{post}$$

donde,

$$NBR = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR}$$

Para el MSI del Sentinel-2, la expresión anterior se computa como una operación entre las bandas 8 y 12 (Guerrero et al., 2017):

$$NBR_{MSI,\ Sentinel-2} = \frac{B8 - B12}{B8 + B12}$$

La información del dNBR se clasificó aplicando umbrales. Como resultado se obtuvo la superficie calcinada, atendiendo a su grado de severidad. Para ello se emplearon los criterios detallados en la tabla 2.



Figura 2. *Composición RGB (B4, B3, B2) de la zona afectada por el incendio: (a) Imagen pre-incendio y (b) imagen post-incendio.*

Tabla 2. *Estimación del índice de severidad a partir de los valores de dNBR.*

Umbrales (Valor de píxel)	Clasificación
dNBR < 0,10	No quemado
0,10 ≤ dNBR < 0,27	Baja
0,27 ≤ dNBR < 0,44	Moderada Baja
0,44 ≤ dNBR <0,66	Moderada Alta
dNBR ≥ 0,66	Alta

Por último, para conocer la recuperación o no de la zona afectada, se descargaron dos imágenes de la zona por cada mes, desde la fecha del incendio hasta mayo del siguiente año (2018). La tabla 3 detalla las imágenes en la base de datos: En los meses de enero, y mayo, sólo se pudo obtener una imagen libre de nubes; en el mes de febrero, no se encontró ninguna útil para el estudio por las mismas circunstancias.

Tabla 3. *Datos seleccionados para el estudio post-incendio.*

Año 2017						Año 2018									
Mes	Oct.		Nov.		Dic.		Ene.	Feb.		Mar.		Abr.		May.	
Día	3	23	2	22	7	27	21			12	22	16	26	1	

Con todos estos datos se generó una base de datos a la que se le computó el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI). Como es bien sabido, el NDVI permite discriminar con bastante eficiencia entre suelo desnudo y vegetación (Carlson y Ripley, 1997), constituyendo uno de los índices más extensamente aplicados para esta tarea. La tabla 4 muestra los umbrales aplicados para discriminar entre suelo desnudo o vegetación a partir del valor del NDVI, calculado según la expresión:

$$NDVI = \frac{NIR - Rojo}{NIR + Rojo}$$

que se computa para Sentinel-2 como una operación entre las bandas 8 y 4:

$$NDVI_{MSI,\ Sentinel-2} = \frac{B8 - B4}{B8 + B4}$$

Tabla 4. *Criterio de clasificación de la superficie del suelo en función del valor del NDVI.*

Umbrales (Valor de píxel)	Clasificación
NDVI < 0	Agua
0 ≤ NDVI < 0,2	Suelo desnudo
0,2 ≤ NDVI < 0,9	Vegetación

3. RESULTADOS

En la figura 3, se presentan los resultados de evaluar el NBR sobre la imagen pre-incendio (figura 3.(A)), y post-incendio (Figura 3.B). El índice de calcinación (dNBR corresponde a la figura 3.C. Por último, en la figura 3.D, se observa la clasificación de la zona afectada según severidad del fuego. Correspondiendo los píxeles en verde a áreas no quemadas, y el mayor daño a la zona coloreada en rojo.

La superficie total afectada por el fuego se estimó en aproximadamente 2224 hectáreas. La tabla 5 incluye un cuadro de distribución de superficies según severidad, así como la representación porcentual sobre el total de la superficie quemada.

Por último, en la figura 4, se describe, a partir de cálculo del NDVI, la evolución de la cobertura vegetal en la zona afectada por el incendio. Como se observa, hay una rápida recuperación de la cobertura vegetal, sobre todo, a partir de los meses más lluviosos (enero y febrero).

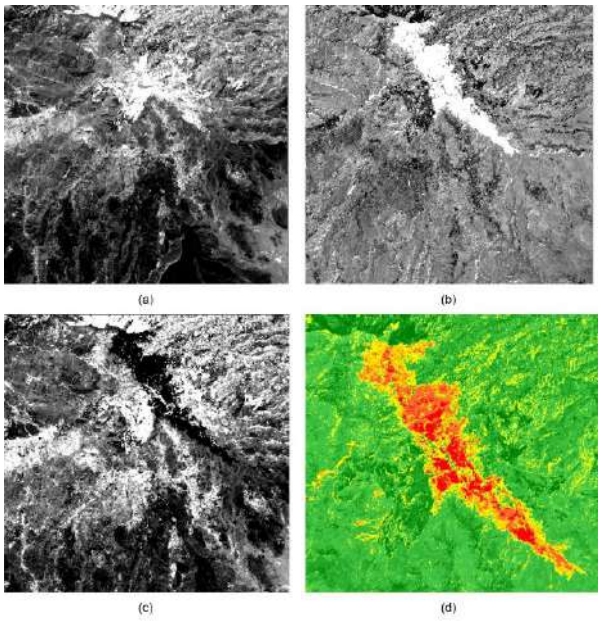


Figura 3. *Resultados: (a) NBR pre-incendio; (b) NBR post-incendio; (c) Índice de calcinación (dNBR); (d) índice de severidad.*

Tabla 5. *Cuadro de superficies afectadas y grado de calcinación.*

Grado de Calcinación	No quemado	Bajo	Moderado Bajo	Moderado Alto	Alta
Superficie (Km^2)	3,942	4,712	5,148	5,677	3,006
Porcentaje sobre el área total (%)	17,7	20,1	23,1	25,5	13,5

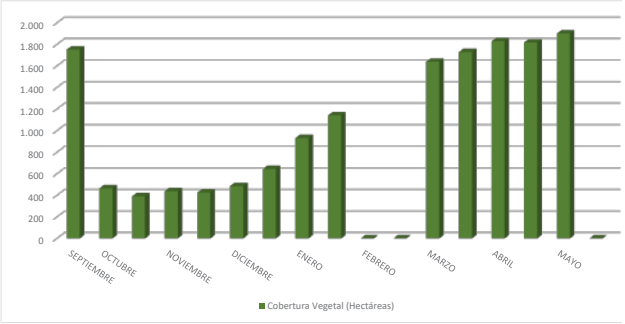


Figura 4. *Evolución post-incendio de la cubierta vegetal en la zona afectada.*

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se ha explorado el uso de imágenes capturadas por el sensor MSI a bordo de los satélites de la serie Sentinel-2 para dos tareas. En primer lugar, la estimación de la superficie afectada por fuego y el grado de severidad. En segundo lugar, para evaluar la recuperación de la cubierta vegetal en los meses siguientes a la extinción del fuego.

Se estimó una superficie afectada en unas 2224 hectáreas, dato que coincide con las informaciones aportadas por las administraciones públicas a medios de difusión que incluyen un área de alrededor de 2780 hectáreas.

Del mismo modo, se constata una vigorosa recuperación de la cubierta vegetal. Este resultado concuerda con lo esperado. En efecto, el área quemada constituía una superficie diversa, pero con amplias zonas de matorral y monte bajo. Este tipo de vegetación se suele recuperar con relativa rapidez tras un fuego.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Consejería de Economía, Industria, Comercio y Conocimiento del Gobierno de Canarias, y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), a través del proyecto PASTOR (ProID2017010072).

6. BIBLIOGRAFÍA

Bella, C. Di, Posse, G. 2008. La teledetección como herramienta para la prevención, seguimiento y evaluación de incendios e inundaciones. Revista Cinetifica y Tecnica de Ecologia y Medio Ambiente. https://doi.org/10.7818/re.2014.17-3.00

Carlson, T.N., Ripley, D.A. 1997. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. Remote Sensing of Environment. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00104-1

Chuvieco, E., Congalton, R.G. 1989. Application of remote sensing and geographic information systems to forest fire hazard mapping. Remote Sensing of Environment. https://doi.org/10.1016/0034-4257(89)90023-0

Dale, V.H., Joyce, L.A., Mcnulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., …Wotton, B.M. 2001. Climate change and forest disturbances. BioSciencecience. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2

Drusch, M., Del Bello, U., Carlier, S., Colin, O., Fernandez, V., Gascon, F., … Bargellini, P. 2012. Sentinel-2: ESA's Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services. Remote Sensing of Environment. https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.026

Flannigan, M.D., Stocks, B.J., Wotton, B.M. 2000. Climate change and forest fires. The Science of the Total Environment. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00524-6

Guerrero, A., Pineda, L., Palà, V., Corbera, J. 2017. Estudio de Severidad en el incendio de Albinyana (Catalunya) a partir de datos SENTINEL-2. Revista de Teledeteccion. https://doi.org/10.4995/raet.2017.7105

Hernández, P.H. 1977. Natura y cultura de las Islas Canarias. (P. H. Hernández, Ed.).

Jakubauskas, M.E., Lulla, K.P., Mausel, P.W. 1990. Assessment of vegetation change in a fire-altered forest landscape. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing.

Lentile, L.B., Holden, Z.A., Smith, A.M.S., Falkowski, M.J., Hudak, A.T., Morgan, P., … Benson, N.C. 2006. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. International Journal of Wildland Fire. https://doi.org/10.1071/WF05097

Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A., & Zavala, L. M. 2011. Fire effects on soil aggregation: A review. Earth-Science Reviews. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.08.002

Miller, J.D., Thode, A.E. 2007. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). Remote Sensing of Environment. https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.12.006

Morales-Matos, G., Pérez-González, R. 2000. Gran atlas temático de Canarias. Editorial Interinsular Canaria. (Editorial Interinsular Canaria, Ed.).

Navarro, G., Caballero, I., Silva, G., Parra, P.C., Vázquez, Á., Caldeira, R. 2017. Evaluation of forest fire on Madeira Island using Sentinel-2A MSI imagery. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation. https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.02.003

SECCIÓN 04

Atmósfera, meteorología y clima

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 173-176. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Caracterización térmica mediante sinergia entre Sentinel-2 y Sentinel-3

Jiménez-Muñoz, J.C., Skoković, D., Sobrino, J.A., Sòria, G., Julien, Y., Gomis-Cebolla, J., García, S., Llorens, R.
UCG/IPL, Universidad de Valencia, C/ Catedrático José Beltran 2, 46980, Paterna, Valencia, España. jcjm@uv.es

Resumen: En este trabajo presentamos los resultados obtenidos en la estimación de la temperatura de la superficie terrestre a partir de las bandas térmicas del sensor SLSTR a bordo del satélite Sentinel-3 en combinación con los datos proporcionados por el sensor MSI a bordo del satélite Sentinel-2, que permite una caracterización de la superficie y la atmósfera a mayor resolución espacial. Los valores de temperatura estimados con un algoritmo *split-window* con dependencia explícita en la emisividad y los valores extraídos del producto estándar de nivel-2 han sido validados en dos zonas de España localizadas en la reserva biológica de Doñana y en una zona experimental de Almería. Los resultados muestran que el algoritmo de dependencia explícita en emisividad es más preciso que el producto de nivel-2 en este tipo de zonas semiáridas.

Palabras clave: temperatura, emisividad, vapor de agua, Sentinel 2, Sentinel 3.

Thermal characterization from synergy between Sentinel-2 and Sentinel-3

Abstract: *We show in this work the results obtained for land surface temperature retrieval from Sentinel-3 SLSTR thermal bands combined to the data provided by the Sentinel-2 MSI sensor. This synergy allows a better characterization of both the surface and the atmosphere at high spatial resolution. Temperature values retrieved with a split-window algorithm with an explicit dependence on emissivity and temperature values extracted from the standard level-2 product were validated against in situ measurements collected over two Spanish sites in Doñana and Almería. Validation results show that the algorithm with the explicit dependence on emissivity is more accurate than the level-2 product over semi-arid sites.*

Keywords: *temperature, emissivity, water vapour, Sentinel 2, Sentinel 3.*

1. INTRODUCCIÓN

Las misiones Sentinel-2 y Sentinel-3 han sido desarrolladas por la Agencia Espacial Europea (ESA por sus siglas en inglés) en el marco del programa europeo Copernicus. La misión Sentinel-2 incluye el sensor *Multi Spectral Instrument* (MSI), con 13 bandas espectrales cubriendo los rangos del visible e infrarrojo próximo (VNIR por sus siglas en inglés) e infrarrojo de onda corta (SWIR por sus siglas en inglés), con resoluciones espaciales entre 10 m y 60 m dependiendo de la banda.

La misión Sentinel-3 supone la continuidad del anterior programa ENVISAT, incluyendo como principales sensores el *Ocean and Land Colour Imager* (OLCI) y el *Sea and Land Surface Temperature Radiometer* (SLSTR). El sensor OLCI opera en el rango VNIR con una resolución espacial de 300 m, mientras que el sensor SLSTR extiende el rango espectral a la región del infrarrojo térmico (TIR por sus siglas en inglés), con dos bandas espectrales situadas aproximadamente en 11 y 12 μm.

En el contexto del programa Copernicus y la constelación Sentinels, la ESA ha lanzado una serie de iniciativas con el fin de explotar la sinergia entre los distintos sensores a bordo de diferentes plataformas Sentinel para desarrollar distintas aplicaciones. Un ejemplo de estas iniciativas es el proyecto *Synergistic Use of The Sentinel Missions For Estimating And Monitoring Land Surface Temperature* (SEN4LST). El principal objetivo de este proyecto consistía en la elaboración de una metodología para la estimación de la Temperatura de la Superficie Terrestre (LST por sus siglas en inglés) a partir de datos térmicos del sensor SLSTR utilizando además datos OLCI y datos Sentinel-2/MSI con el fin de mejorar la caracterización atmosférica y de la superficie, así como desarrollar un prototipo de procesador (*toolbox*) para la generación de este producto (Sobrino et al., 2016; Ruescas et al., 2016). La metodología desarrollada en este proyecto es complementaria a la generación del producto LST estándar (producto de nivel-2). Este producto se basa en el algoritmo utilizado anteriormente para desarrollar el producto LST de ENVISAT desarrollado por la Universidad de Leicester.

En este trabajo se muestran algunos resultados obtenidos en validaciones iniciales tanto de temperatura y emisividad de la superficie terrestre como de caracterización atmosférica, utilizando tanto datos Sentinel-2 como Sentinel-3, así como una comparación entre los productos de temperatura generados con distintos algoritmos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

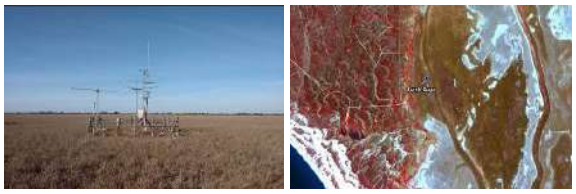
2.1. Zonas de validación

Para la validación de los productos de temperatura de superficie terrestre se ha considerado las zonas de Doñana y Almería, localizadas en el sur de la Península Ibérica (Sobrino y Skokovic, 2016) (Figura 1).

En la zona de Doñana (36,998°N, 6,434°W) aproximadamente la mitad del área corresponde a marisma, experimentando un ciclo anual de inundación en otoño y condiciones secas durante la primavera. La topografía de la zona de marisma es extremadamente plana, e incluye estaciones de medida de temperatura radiométrica de forma continua y permanente, utilizando radiómetros térmicos *Campbell Scientific* IR120.

La zona de Almería (36,939°N, 2,034°W) se encuentra en el Cabo de Gata, al sur de España cerca del mar Mediterráneo. Esta región se caracteriza por un clima semiárido con escasa precipitación, y la superficie se encuentra cubierta principalmente por suelo y vegetación arbustiva perenne. También incluye una estación de medida continua de temperaturas radiométricas utilizando un instrumento *Apogee SI-120*.

Doñana



Almería



***Figura 1**. Zonas de validación en Doñana y Almería. La columna de la izquierda muestra las estaciones con los sensores térmicos, mientras que la columna de la derecha muestra una imagen Sentinel-2 en falso color.*

Adicionalmente, se ha considerado la zona experimental de "El Arenosillo" en la provincia de Huelva. Esta zona está incluida en la *Aerosol Robotic Network* (AERONET), cuyo objetivo es la adquisición a nivel global de medidas *in situ* de aerosoles y vapor de agua (Cachorro et al., 2008). Esta zona se utilizó para la validación del contenido total de vapor de agua atmosférico obtenido a partir de datos Sentinel-2.

2.2. Imágenes Sentinel 2/3

Para la realización de este trabajo se utilizaron una serie de imágenes Sentinel-3 y Sentinel-2 descargadas a través del entorno *Sentinel Data Hub*. El periodo de estudio corresponde a julio y agosto de 2017.

Las imágenes Sentinel-3 incluyen temperatura de brillo a partir del instrumento SLSTR (nivel 1 RBT) así como el producto estándar de LST (nivel 2). Las imágenes de nivel 1 RBT se utilizaron para aplicar un algoritmo de temperatura distinto al algoritmo oficial, tal y como se detalla en el siguiente apartado.

Las imágenes Sentinel-2 se descargaron tanto para nivel 1 como para nivel 2, incluyendo en este último caso reflectividades en superficie corregidas del efecto atmosférico a través del módulo Sen2Cor. La serie de imágenes nivel 1 (desde agosto-2017 a abril-2018) se utilizaron para aplicar un algoritmo de estimación de vapor de agua atmosférico, mientras que las imágenes nivel 2 se utilizaron para caracterizar la emisividad de la superficie terrestre. El nivel-2 obtenido con el módulo Sen2Cor incluye también información de la cobertura terrestre, cobertura nubosa y vapor de agua atmosférico.

El procesado de las imágenes y extracción de valores para las zonas de estudio se realizó a través de la herramienta SNAP y del lenguaje de programación IDL.

2.3. Algoritmos de temperatura

En este estudio se compararon los resultados obtenidos en la estimación de la temperatura de la superficie terrestre utilizando un algoritmo de tipo *Split-Window* (SW) desarrollado en el marco del proyecto SEN4LST, así como el algoritmo de temperatura de nivel 2.

El algoritmo SW-SEN4LST se basa en la estructura matemática propuesta por Sobrino et al. (1996):

$$T_s = T_i + c_1(T_i-T_j) + c_2(T_i-T_j)^2 + c_0 + \\ + (c_3+c_4W)(1-\varepsilon) + (c_5+c_6W)\Delta\varepsilon \quad (1)$$

Siendo T_i, T_j las temperaturas de brillo para las bandas S8 y S9 del sensor SLSTR, respectivamente, W el contenido en vapor de agua atmosférico, ε la emisividad media para las dos bandas, y Δε la diferencia de emisividad entre las dos bandas. Los valores de los coeficientes c_i se obtiene a partir de simulaciones (Sobrino et al., 2016).

El algoritmo utilizado para generar el producto de nivel 2 se basa en la estructura del algoritmo desarrollado para el sensor AATSR de ENVISAT:

$$T_s = a_0 + b_0(T_i-T_j)^n + (b_0+c_0)T_j \quad (2)$$

A diferencia del algoritmo dado por la ecuación (1), este algoritmo no incluye explícitamente el vapor de agua (W) y la emisividad (ε, Δε) en su formulación, aunque sí intervienen de manera indirecta en los coeficientes, a_0, b_0, c_0, que dependen del tipo de cobertura terrestre, la fracción de vegetación y el vapor de agua (Prata, 2002).

2.4. Algoritmo de emisividad

Para estimar la emisividad de la superficie terrestre se utilizó el método de los umbrales del NDVI, cuya formulación detallada puede encontrarse en Sobrino et al. (2018). El método permite obtener emisividad a partir de reflectividades e índices de vegetación, por tanto únicamente requiere datos (VNIR) y puede aplicarse a imágenes Sentinel-2 MSI.

2.5. Algoritmo de vapor de agua

El contenido en vapor de agua atmosférico se ha obtenido a partir de datos Sentinel-2 MSI utilizando el cociente de dos bandas, una de ellas localizada en una región de absorción de vapor de agua y otra fuera de la región de absorción. Este cociente está directamente relacionado con el contenido en vapor de agua atmosférico (Gao et al., 1993). Para el sensor MSI se han utilizado el cociente entre las bandas 9 y 8A (R=b9/b8A) y una aproximación exponencial para la estimación final del vapor de agua:

$$W = a \cdot exp(b \cdot R) \quad (4)$$

Los coeficientes a,b se han obtenido a partir de simulaciones con el código de transferencia radiativa MODTRAN5.

3. RESULTADOS

Tal y como se ha mostrado en la sección anterior, el algoritmo de temperatura dado por la ecuación (1) depende tanto de la emisividad de la superficie (ε) como del vapor de agua (W). Por tanto, es necesario conocer en primer lugar estos parámetros para la estimación final de la temperatura. Estos parámetros además pueden obtenerse únicamente con datos VNIR, por lo que se puede utilizar Sentinel-2 a mayor resolución espacial. Se muestra en esta sección los resultados obtenidos para estimaciones de vapor de agua y emisividad con Sentinel-2, y para las estimaciones de temperatura utilizando Sentinel-3.

3.1. Sentinel 2: vapor de agua y emisividad

El vapor de agua obtenido mediante cociente de bandas MSI se validó en la zona de "El Arenosillo" utilizando medidas in situ incluidas en la red de AERONET. La figura 2 muestra los resultados de la validación para la aplicación de la ecuación (4) y también para el producto de vapor de agua obtenido con el módulo Sen2Cor. En ambos casos los resultados son similares en términos de correlación y desviación estándar, si bien en el caso del método dado por la ecuación (4) el sesgo es menor y cercano a cero.

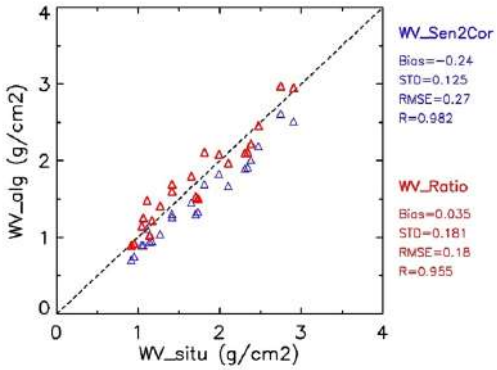


***Figura 2**. Comparación entre el contenido en vapor de agua obtenido mediante cociente de bandas (Ecuación 4) y mediante el módulo Sen2Cor, y los valores medidos in situ en la zona de "El Arenosillo" de la red AERONET.*

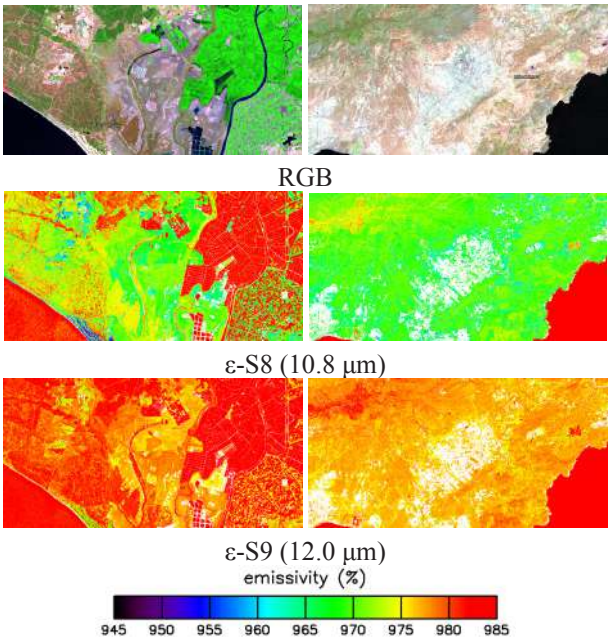


***Figura 3**. Composición RGB y emisividades para las bandas Sentinel-3 SLSTR S8 y S9 a partir de datos Sentinel-2 MSI para la zona de Doñana (izquierda) y Almería (derecha).*

En la figura 3 se muestra los mapas de emisividad obtenidos para las zonas de Doñana y Almería utilizando imágenes Sentinel-2 MSI. Tal y como se puede observar en estas figuras, los valores de emisividad son en general más elevados para la banda S9 (12 μm) de Sentinel-3/SLSTR que para la banda S8 (10.8 μm). Como las estimaciones de emisividad se basan en el índice NDVI y la cobertura vegetal (Sección 2.4), el patrón espacial de emisividad viene caracterizado por la distribución de la vegetación, con valores de emisividad más elevados para aquellas zonas cubiertas de vegetación.

3.2. Sentinel 3: temperatura

Por lo que respecta a los resultados obtenidos en la estimación de la temperatura en las dos zonas de validación, se puede observar en la figura 4 que el algoritmo SW-SEN4LST proporciona mejores resultados que el producto de nivel-2, aunque el sesgo en el caso de la zona de Doñana es ligeramente superior al del producto de nivel 2.

A modo de ejemplo ilustrativo se muestra en la figura 5 un mapa de temperatura de la superficie terrestre para la parte sur de la Península Ibérica, en la que se incluyen las zonas de Doñana y Almería, y la parte norte del continente africano.

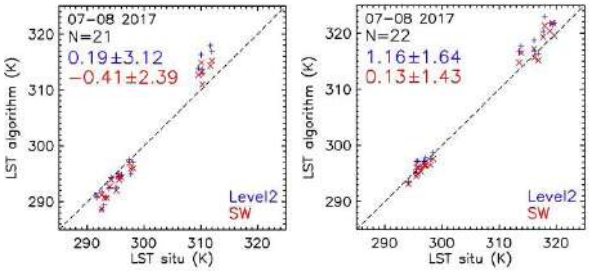


***Figura 4**. Comparación entres los valores de temperatura de la superficie terrestre obtenidos mediante el algoritmo SW-SEN4LST y el producto de nivel 2, y los valores medidos in situ para las zonas de Doñana (izquierda) y Almería (derecha).*

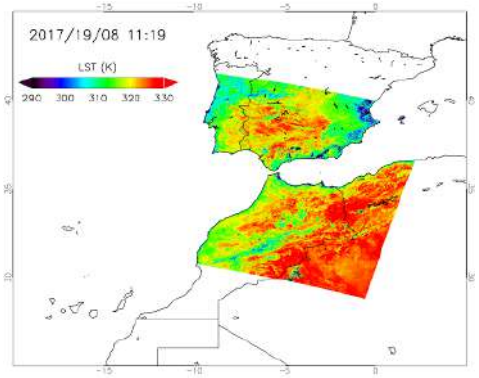


***Figura 5**. Mapa de temperatura de la superficie terrestre a partir de una imagen diurna Sentinel-3 SLSTR adquirida el 19 de agosto de 2017.*

4. CONCLUSIONES

La temperatura de la superficie terrestre obtenida a partir de datos Sentinel-3 SLSTR ha sido validada en dos zonas semiáridas en el sur peninsular. Los resultados muestran que un algoritmo con dependencia explícita en la emisividad es capaz de mejorar la precisión de estas estimaciones, ya que la emisividad juega un papel clave en este tipo de coberturas.

Las estimaciones de temperatura con datos Sentinel-3 SLSTR pueden mejorarse mediante la explotación de la sinergia entre datos Sentinel-3 y datos Sentinel-2. En este trabajo se ha mostrado como se puede obtener valores de emisividad de la superficie terrestre y contenido en vapor de agua atmosférico (que son dos variables de entrada al algoritmo de temperatura) a partir de datos Sentinel-2, pudiendo por tanto obtener una caracterización de la superficie a mejor resolución espacial.

5. AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (TIRSAT, ESP2017-85770-R) y la Agencia Espacial Europea (CALISTO, AO ID 31281).

6. BIBLIOGRAFÍA

Cachorro, V.E., Toledano, C., Sorribas, M., Berjón, A., de Frutos, A.M., Laulainen, N. 2008. An "in situ" calibration-correction procedure (KCICLO) based on AOD diurnal cycle: Comparative results between AERONET and reprocessed (KCICLO method) AOD-alpha data series at El Arenosillo, Spain. Journal of Geophysical Research, 113 (D2).

Gao, B.C., Goetz, F.H., Westwater, E.R., Conel, J.E., Green, R.O. 1993. Possible near-IR channels for remote sensing of precipitable water vapour from geostationary satellite platforms. Journal of Applied Meteorology, 32, 1791-1801.

Prata, F. 2002. Land Surface Temperature Measurment From Space: AATSR Algorithm Theoretical Basis Document, Aspendale, Australia: CSIRO Atmospheric Research.

Ruescas, A.B., Danne, O., Fomferra, N., Brockmann, C. 2016. The Land Surface Temperature Synergistic Processor in BEAM: A Prototype towards Sentinel-3. *Data*, 1, 3.

Sobrino, J.A., Li, Z.-L., Stoll, M.P., Becker, F. 2016. Multi-channel and multi-angle algorithms for estimating sea and land surface temperature with ATSR data. *International Journal of Remote Sensing*, 17, 11, 2089-2114.

Sobrino, J.A., Jiménez-Muñoz, J.C., Sòria, G., Romaguera, M., Guanter, L., Moreno, J., Plaza, A., Martínez, P. 2008. Land surface emissivity retrieval from different VNIR and TIR sensors. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 46, 2, 316-327.

Sobrino, J.A., Skokovic, D. 2016. Permanent Stations for Calibration/Validation of Thermal Sensors over Spain. *Data*, 1, 10.

Sobrino, J.A., Jiménez-Muñoz, J.C., Sòria, G., Ruescas, A. B., Danne, O., Brockmann, C., Ghent, D., Remedios, J., North, P., Merchant, C., Berger, M., Mathieu, P.P., Göttsche, F.-M. 2016. Synergistic use of MERIS and AATSR as a proxy for estimating Land Surface Temperature from Sentinel-3 data. *Remote Sensing of Environment*, 179, 149-161.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 177-180. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Monitorización Global de los Gases de Efecto Invernadero Metano y Óxido Nitroso a partir del Metop/IASI

García, O.[(1)], Schneider, M.[(2)], Ertl, B.[(2)], Sepúlveda, E.[(1)], Borger, C.[(2,a)], Diekmann, C.[(2)], Wiegele, A.[(2)], Hase, F.[(2)], Barthlott, S.[(2)], Blumenstock, T.[(2)], Raffalski, U.[(3)], Gómez-Peláez, A.[(1,b)], Steinbacher, M.[(4)], Ries, L.[(5)]

[(1)] Centro de Investigación Atmosférica de Izaña (CIAI), Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), Santa Cruz de Tenerife, España. ogarciar@aemet.es

[(2)] Instituto de Tecnología de Karslruhe, Karlsruhe, Alemania.

[(3)] Instituto Sueco para la Física del Espacio, Kiruna, Suecia.

[(4)] Laboratorios Federal Suizo para la Tecnología y la Ciencia de los Materiales (Empa), Dübendorf, Suiza.

[(5)] Plataforma Zugspitze del Obervatorio Global GAW de Zugspitze/Hohenpeissenberg, Agencia Federal del Medio Ambiente, Federal Environmental Agency (UBA), Zugspitze, Alemania.

[(a)] Ahora en el Grupo de Teledetección Satelital, Instituto Max Planck de Química, Mainz, Alemania.

[(b)] Ahora en el Centro Meteorológico de Asturias, Agencia Estatal de Meteorología, Oviedo, España.

Resumen: El futuro del sistema Tierra-atmósfera dependerá, en gran medida, de nuestra capacidad para entender todos los procesos que están conduciendo al cambio climático y, en este contexto, los gases de efecto invernadero (GEIs) juegan un papel clave como uno de los principales motores del cambio climático. Con esta idea nace el proyecto INMENSE (*IASI for Surveying Methane and Nitrous Oxide in the Troposphere*), el cual tiene como objetivo mejorar nuestra compresión de los balances atmosféricos de dos de los más importantes GHGs, el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O). Conocer las distribuciones atmosféricas de CH_4 y N_2O, tanto a escala local como global así como su variabilidad temporal, es esencial para identificar y cuantificar sus fuentes y sumideros, para predecir su evolución en la atmósfera y su papel en el cambio climático. Para ello, el proyecto INMENSE generará nuevas observaciones de concentraciones de CH_4 y N_2O en la troposfera media/alta a escala global a partir de las medidas satelitales del sensor IASI (*Infrared Atmospheric Sounding Interferometer*), que vuela a bordo de los satélites meteorológicos EUMETSAT/Metop. En este trabajo los productos INMENSE CH_4 y N_2O son presentados, caracterizados y extensamente validados usando una base de datos de referencia multi-plataforma. Esta completa validación nos permite documentar la calidad y consistencia temporal de los nuevos productos IASI de CH_4 y N_2O, así como su uniformidad geográfica. Por último, mediante la comparativa con simulaciones de modelos químicos de transporte, se analizará el tipo señales de fuentes y sumideros de CH_4 y N_2O que pueden ser capturadas por las observaciones IASI.

Palabras clave: gases de efecto invernadero, metano, óxido nitroso, IASI, INMENSE.

Global Monitoring of Methane and Nitrous Oxide Greenhouse Gases from Metop/IASI

Abstract: *Future of the Earth-atmosphere system will depend, to a large extent, on our capability of understanding all the processes driving climate change and, in this context, of outstanding importance are the monitoring and the investigation of greenhouse gases (GHGs), as main drivers of the Earth's climate change. With this idea the project INMENSE (IASI for Surveying Methane and Nitrous Oxide in the Troposphere) was born, which aims to improve our current understanding of the atmospheric budgets of two of the most important well-mixed greenhouse gases, methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O). Knowledge of the atmospheric distributions of CH_4 and N_2O, from the local to global scales, as well as their variability in time is essential for a better understanding of their sinks and sources, for predicting their evolution in the atmosphere, and their role in climate change. To do so, INMENSE will generate a new global observational data set of middle/upper tropospheric concentrations of CH_4 and N_2O from the space-based remote sensor IASI (Infrared Atmospheric Sounding Interferometer), on board the meteorological satellites EUMETSAT/Metop. In this work the INMENSE IASI CH_4 and N_2O products are presented, characterised and comprehensively validated by using a multi-platform reference database. This extensive validation exercise enables us to properly document the quality and long-term consistency of the new IASI CH_4 and N_2O products as well as their geographical uniformity. Finally, by comparing to chemical transport simulations, the kind of CH_4 and N_2O sink/source signals that can be captured by IASI observations will be analized.*

Keywords: *greenhouse gases, methane, nitrous oxide, IASI, INMENSE.*

1. INTRODUCCIÓN

Múltiples evidencias en el sistema Tierra-atmósfera indican que el cambio climático es ya una realidad. Es ampliamente reconocido que el principal motor de este cambio está siendo el aumento de la concentraciones atmosféricas de los gases de efecto invernadero (GEI) (Stocker et al., 2013). Sin embargo, con nuestro conocimiento actual es difícil predecir exactamente su impacto o dar recomendaciones precisas sobre las reducciones en las emisiones de GEI necesarias para limitar el calentamiento global actual y futuro.

Después del dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O) son actualmente los GEI más importantes (Stocker et al., 2013). El desequilibrio entre sus fuentes y sumideros ha aumentado a niveles sin precedentes durante los últimos siglos, superándose los registros preindustriales (1750) en aproximadamente un 150% y un 20% para CH_4 y N_2O, respectivamente (Stocker et al., 2013). Sin embargo, la ubicación exacta, la intensidad y la naturaleza de sus fuentes y sumideros presenta aún grandes incertidumbres (Crevoisier et al., 2009).

Una de las principales limitaciones para abordar estos retos es la falta de observaciones precisas de la composición atmosférica en diferentes escalas espaciales y temporales. En este sentido, la monitorización desde el espacio juega un papel clave en la investigación del sistema climático. Entre los actuales sensores remotos a bordo de plataformas espaciales, el sensor IASI (*Infrared Atmospheric Sounding Interferometer*) tiene una especial relevancia, ya que combina eficazmente los requisitos necesarios para la observación de gases traza atmosféricos, como el CH_4 y el N_2O (muy buena relación señal-ruido y una alta resolución espectral), con una larga disponibilidad de datos (su misión está garantizada entre 2007-2022 a bordo de la serie de satélites meteorológicos Metop de EUMETSAT - Organización Europea para la Explotación de Satélites Meteorológicos). Estas características hacen que sea un componente clave del programa de observación del sistema climático Tierra-atmósfera.

En este contexto, el proyecto INMENSE (*IASI for Surveying Methane and Nitrous Oxide in the Troposphere*) explotará el potencial del sensor remoto IASI para proporcionar distribuciones globales de CH_4 y N_2O con el objetivo de mejorar nuestro conocimiento del balance de estos importantes GEIs en la atmósfera. Para ello, INMENSE conecta los tres pilares principales de las estrategias de observación actuales para la investigación de la composición atmosférica: 1) la cobertura global de las plataformas espaciales, 2) la alta calidad y frecuencia de las observaciones desde tierra, que serán empleadas como referencia de validación de los nuevos productos IASI, y 3) los modelos de transporte químico, que nos permitrán analizar en qué medida el sensor remoto IASI es capaz de observar la distribución geográfica de las emisiones de CH_4 y N_2O.

2. PROCESAMIENTO DE CH_4 Y N_2O IASI

2.1. Sensor IASI

El sensor remoto IASI es un espectrómetro de infrarrojo por Transformada de Fourier (FTIR), desarrollado conjuntamente por EUMETSAT y CNES (Centro Nacional de Estudios Espaciales). Este avanzado instrumento mide la radiación infrarroja térmica emitida por la superficie de la Tierra y la atmósfera entre 645-2760 cm^{-1} (3,6-15,5 μm). Escanea la superficie terrestre en píxeles individuales de aproximadamente 12 km de diámetro en el nadir, cubriendo una superficie horizontal de unos 2200 km. Esta configuración de medida proporciona aproximadamente 1,25 millones de espectros de IASI por día para ser analizados.

Este instrumento vuela a bordo de los satélites meteorológicos EUMETSAT Metop, que operan en órbita polar síncrona al Sol desde 2006. Con 14 órbitas al día proporcionan observaciones globales dos veces al día (09:30 y 22:30 tiempo solar local). Actualmente hay tres sensores IASI en órbita en Metop-A (desde 2006), Metop-B (desde 2012) y Metop-C (desde 2018), que operan en una órbita co-planar. Sus respectivos pasos superiores se realizan normalmente dentro de los 30 minutos, lo que ofrece muy buenas condiciones para combinar las observaciones de los tres sensores.

2.2. Estrategia de inversión de CH_4 y N_2O

El proyecto INMENSE emplea el procesador IASI desarrollado durante el proyecto europeo MUSICA (*MUltiplatform remote Sensing of Isotopologues for investigating the Cycle of Atmospheric water*, Schneider et al., 2016). Este procesador (en lo sucesivo procesador MUSICA IASI) deriva concentraciones de CH_4 y N_2O con diferentes isótopos de vapor de agua (junto a HNO_3), analizando el espectro térmico de emisión medido por el sensor IASI en el rango 1190-1140 cm^{-1} con el algoritmo de inversión PROFFIT-nadir (Schneider y Hase, 2011). Basado en el formalismo de Rodgers (2000), PROFFIT-nadir invierte perfiles de gases traza analizando la deformación de las líneas de absorción gaseosa debido a la presión atmosférica observada en los espectros de alta resolución IASI. Particularmente, los perfiles verticales de CH_4 y N_2O son derivados en escala logarítmica usando el método de inversión *ad-hoc* Tikhonov-Phillips. Debido a que las interferencias de vapor de agua son muy altas en la región espectral analizada, se emplea un sofisticado método de inversión basado en la aproximación de estimación óptima para derivar las concentraciones de los diferentes isótopos de vapor de agua y reducir así su influencia. La región analizada además incluye absorción de HNO_3 y de CO_2, por lo que ambos gases son invertidos simultáneamente con el resto de especies. Por último, la estrategia de inversión también incluye la inversión simultánea del perfil de temperatura atmosférica, así como de la temperatura de la superficie.

La figura 1 muestra un ejemplo de la distribución global de CH_4 troposférico (4,2 km) invertido con el procesador MUSICA IASI.

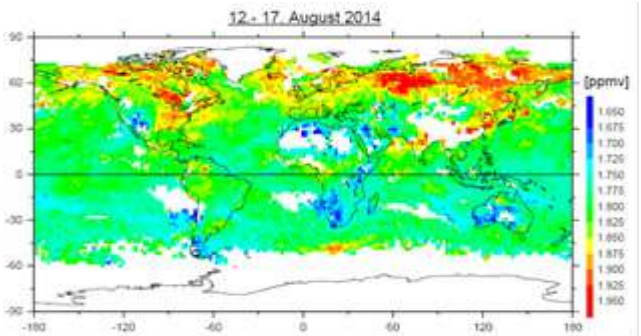


***Figura 1**. Ejemplo de la distribución global de CH_4 troposférico (4,2 km) en Agosto de 2014.*

Además de los productos originales de MUSICA IASI CH_4 y N_2O, este trabajo analiza el potencial de usar las estimaciones simultáneas de N_2O para reducir

los errores en el producto de CH_4. Este método se basa en la diferencia en escala logarítmica calculada *a posteriori* entre las estimaciones de CH_4 y N_2O. Mediante la corrección de errores comunes en los productos derivados de CH_4 y N_2O, la diferencia *a posteriori* puede ser usada para generar un producto de CH_4 *a posteriori* corregido con una precisión teórica mejor que los productos originales de CH_4. Se discuten y evalúan dos métodos diferentes para esta corrección *a posteriori*. Para más detalles sobre los principios y características de la inversión consultar García et al. (2018).

3. COMPARACIÓN CON DATOS DE REFERENCIA

Para usar con total confidencia los nuevos datos IASI es necesario documentar su precisión y consistencia tanto temporal como espacialmente. Para ello, INMENSE emplea una base de datos multi-plataforma como referencia de validación (Figura 2):

1. Perfiles de avión de CH_4 y N_2O de las cinco campañas del proyecto *HIAPER Pole-to-Pole Observation* (HIPPO) realizados entre 2009 y 2011.
2. Observaciones *in situ* continuas de CH_4 y N_2O realizadas entre 2007 y 2017 en observatorios de alta montaña situados en latitudes subtropicales y medias (Observatorio Atmosférico de Izaña y Junfraujoch, respectivamente) en el contexto del programa WMO-GAW (*World Meteorological Organization–Global Atmosphere Watch*).
3. Medidas en superficie FTIR realizadas entre 2007 y 2017 en el contexto de la red NDACC (*Network for the Detection of Atmospheric Composition Change*) en la estación subtropical del Observatorio Atmosférico de Izaña, la estación de latitudes medidas de Karlsruhe y la estación polar de Kiruna.

Las estimaciones teóricas y los estudios de comparación sugieren una precisión para los productos CH_4 y N_2O de aproximadamente 1,5-3% y un error sistemático, debido a los parámetros espectroscópicos, del 2%. Los datos MUSICA IASI CH_4 ofrecen una mejor sensitividad que los productos N_2O. Mientras que para este último la sensitividad está principalmente limitada a la región de la UTLS (alta troposfera-baja estratosfera), para el CH_4 se ha documentado que a bajas latitudes el procesador MUSICA IASI puede detectar variaciones que tienen lugar en la troposfera libre independientemente de aquellas que se producen en la región de la UTLS. Se demuestra así que los datos MUSICA IASI pueden cualitativamente capturar los gradientes de CH_4 entre bajas y altas latitudes y entre el Hemisferio Sur y el Hemisferio Norte. Sin embargo, también se encuentra una inconsistencia entre las observaciones de CH_4 a bajas y altas latitudes de hasta el 5%. Los gradientes latitudinales del N_2O son muy débiles y no pueden ser detectados. Las comparaciones con los datos de referencia en un periodo de 10 años y en diferentes escalas temporales muestran que los datos MUSICA IASI pueden detectar las señales día-a-día (solamente en la UTLS), ciclos estacionales y evolución a largo plazo (en la UTLS y para el CH_4 también en la troposfera libre). Aunque existen inconsistencias en la evolución a largo plazo vinculadas a inconsistencias en los datos a priori usados para la temperatura atmosférica.

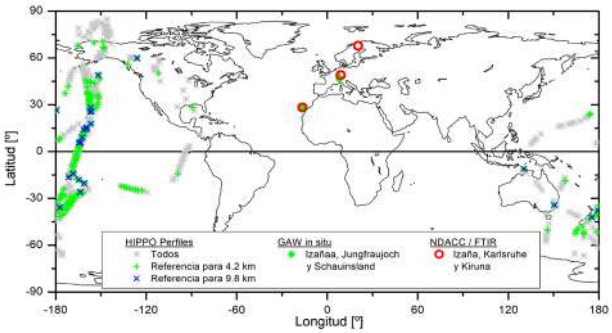


***Figura 2**. Bases de datos y estaciones empleadas para la validación de los productos IASI CH_4 y N_2O.*

La comparación con datos de referencia en tierra también muestra que la corrección *a posteriori* del CH_4 elimina las inconsistencias entre bajas y altas latitudes y permite la detección de las señales día-a-día también en la troposfera libre. Además, reduce el impacto de las variaciones a corto plazo de la dinámica atmosférica, lo cual es una clara ventaja puesto que estas señales son difícilmente comparables a modelos. El método, que corrige únicamente aquellas escalas temporales en las cuales los errores dominan, se ha mostrado como el más eficiente debido a que reduce las inconsistencias y errores sin eliminar las señales atmosféricas reales.

4. COMPARACIÓN CON MODELOS QUÍMICOS DE TRANSPORTE

Las estimaciones de modelos de transporte químicos de transporte son herramientas muy valiosas para realizar validaciones extensas y rigurosas de las observaciones satelitales, pero también para ayudarnos a comprender hasta qué punto estas observaciones pueden capturar las las emisiones de CH_4 y N_2O y su transporte en la atmósfera. Por ello, INMENSE integrará las observaciones IASI con las simulaciones procedentes del modelos de transporte químico como el MOCAGE (*Modélisation de la Chimie Atmosphérique Grande Echelle*, Josee et al., 2004, Figura 3). Mediante esta estrategia integrada de observación/modelización, INMENSE investigará el tipo señales de fuentes y sumideros de CH_4 y N_2O que pueden ser capturadas por las observaciones de alta calidad IASI.

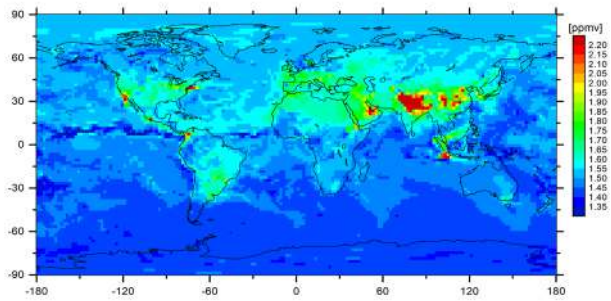


***Figura 3.** Ejemplo de la distribución global de CH_4 troposférico (en superficie) en Agosto de 2016 del MOCAGE.*

5. BIBLIOGRAFÍA

Crevoisier, C., Nobileau, D., Fiore, A.M., Armante, R., Chédin, A., Scott, N. A. 2009. Tropospheric methane in the tropics – first year from IASI hyperspectral infrared observations, Atmos. Chem. Phys., 9, 6337–6350, https://doi.org/10.5194/acp-9-6337-2009.

García, O.E., Schneider, M., Ertl, B., Sepúlveda, E., Borger, C., Diekmann, C., Wiegele, A., Hase, F., Barthlott, S., Blumenstock, T., Raffalski, U., Gómez-Peláez, A., Steinbacher, M., Ries, L., de Frutos, A.M. 2018. The MUSICA IASI CH4 and N2O products and their comparison to HIPPO, GAW and NDACC FTIR references, Atmos. Meas. Tech., 11, 4171-4215, https://doi.org/10.5194/amt-11-4171-2018.

Josse, B., Simon P., V.-H. Peuch, Rn-222 global simulations with the multiscale CTM MOCAGE, Tellus, 56B, 339-356, 2004.

Rodgers, C. 2000. Inverse Methods for Atmospheric Sounding: Theory and Praxis, World Scientific Publishing Co., Singapore, 2000.

Schneider, M., Hase, F. 2011. Optimal estimation of tropospheric H2O and _D with IASI/METOP, Atmos. Chem. Phys., 11, 11207–11220, https://doi.org/10.5194/acp-11-11207-2011

Schneider, M., Wiegele, A., Barthlott, S., González, Y., Christner, E., Dyroff, C., García, O.E., Hase, F., Blumenstock, T., Sepúlveda, E., Mengistu-Tsidu, G., Takele-Kenea, S., Rodríguez, S., Andrey, J. 2016. Accomplishments of the MUSICA project to provide accurate, long-term, global and high-resolution observations of tropospheric {H2O,δD} pairs – a review, Atmos. Meas. Tech., 9, 2845-2875, doi:10.5194/amt-9-2845-2016.

Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Tech. rep., pp 1535.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 181-184. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Variabilidad de la temperatura del aire y su comparación con datos MODIS LST en la península Hurd de la Isla Livingston, Antártida, entre 2000 y 2016

Recondo, C.[1,2], Corbea-Pérez, A.[1,3], Peón, J.[1], Pendás, E.[4], Ramos, M.[5], Calleja, J.F.[3], de Pablo, M.A.[6], Fernández, S.[7], Corrales, J.A.[8]

[1] Grupo de investigación Remote Sensing Applications (RSApps), Área de Ingeniería Cartográfica, Geodésica y Fotogrametría, Departamento de Explotación y Prospección de Minas, Universidad de Oviedo. Campus de Mieres, C/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, 33600 Mieres, Asturias, España. mdrecondo@uniovi.es

[2] Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDUROT), Universidad de Oviedo. C/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, 33600 Mieres, Asturias, España.

[3] Grupo de investigación Remote Sensing Applications (RSApps), Departamento de Física, Universidad de Oviedo. C/ Calvo Sotelo s/n, 33007 Oviedo, Asturias, España.

[4] AEMET-Galicia. C\ Canceliña 8, 15011 A Coruña, Galicia, España.

[5] Departamento de Física y Matemáticas, Universidad de Alcalá. 28805 Alcalá de Henares, Madrid, España.

[6] Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá. 28805 Alcalá de Henares, Madrid, España.

[7] Departamento de Geología, Universidad de Oviedo. C/ Jesús Arias de Velasco s/n, 33005 Oviedo, Asturias, España.

[8] Departamento de Informática, Universidad de Oviedo. Edificio Departamental 1, 33394 Gijón, Asturias, España.

Resumen: En los ambientes polares, tan vulnerables al cambio climático, el estudio de la temperatura es imprescindible. Por ello, y en el marco del proyecto PERMASNOW, en este trabajo hemos estudiado en detalle la variación de la temperatura del aire (T_a) en la península Hurd de la isla Livingston (Antártida) y hemos tratado de estimarla a partir de los datos de temperatura de la superficie terrestre (LST, por sus siglas en inglés) del sensor MODIS entre los años 2000 y 2016. Utilizamos datos de T_a media diaria obtenidos en seis puntos, tres estaciones meteorológicas de AEMET y tres estaciones del proyecto PERMASNOW: Juan Carlos I (JCI), Glaciar Johnson (GJ), Glaciar Hurd (GH), Incinerador (INC), Reina Sofía (RS) y Collado Ramos (CR), respectivamente. Los datos MODIS LST son los diurnos y nocturnos de los satélites Terra y Aqua. La tendencia en T_a se ha analizado mediante la regresión localmente ponderada (LOESS, por sus siglas en inglés) y la relación T_a -LST con regresiones lineales múltiples. Concluimos que T_a en el área de estudio varía: se observa en la estación JCI, más cercana a la costa, una tendencia al enfriamiento con valores entre –2,3 y –3,0°C década^{-1}. En cambio, las estaciones más alejadas de la costa y de mayor altitud muestran una tendencia al calentamiento (entre +0,2 y +0,8°C década^{-1}). Los mejores modelos de estimación de T_a a partir de LST y variables temporales se obtienen con los datos diurnos de Terra (R^2 = 0,5-0,7; RSE = 2°C), exceptuando GJ, donde la variable LST no es significativa. Con la validación cruzada (CV) se aprecian también, excepto en GJ, mejores resultados con los datos diurnos de Terra (R^2_{CV} = 0,5-0,6; $RMSE_{CV}$ = 2,5-2,6°C). Finalmente, concluimos que los datos MODIS LST son útiles para estimar tendencias de T_a a largo plazo en el área de estudio.

Palabras clave: temperatura del aire, MODIS LST, LOESS, Antártida.

Variability of the air temperature and its comparison with MODIS Land Surface Temperature in the Hurd Peninsula of the Livingston Island, Antarctica, between 2000 and 2016

Abstract: *In polar zones, where satellite data are very useful due to the limited in situ data, it is therefore essential to study the air temperature behaviour. In the framework of the PERMASNOW project we estimated the air temperature (T_a) in the Hurd Peninsula of Livingston Island (Antarctica) from the land surface temperature (LST) data of the MODIS between 2000 and 2016. We worked with T_a data obtained at six stations (3 AEMET meteorological stations and 3 PERMASNOW project stations: Juan Carlos I (JCI), Johnson Glacier (JG), Hurd Glacier (HG), Incinerator (INC), Reina Sofia (RS) and Collado Ramos (CR), respectively. In addition, we analyzed daytime and nighttime LST data from the Terra and Aqua satellites. Locally weighted regression (LOESS) and multiple linear regressions were used for statistical analysis. We conclude that the T_a in the study area varies: a cooling trend with values between –2.3 and –3.0°C decade^{-1} is observed in JCI, which is closer to the coast. On the other hand, the stations farther from the coast and at higher altitudes show a warming trend (between +0.2 and +0.8°C decade^{-1}). The best T_a models are obtained with Terra daytime data (R^2 = 0.5-0.7 and RSE = 2°C), except JG, where the LST variable is not significant. With cross validation (CV), better results are also seen, except in JG, with the daytime Terra data (R^2_{CV} = 0.5-0.6, $RMSE_{CV}$ = 2.5-2.6°C). In summary, MODIS LST data are useful for estimating long-term T_a trends in the study area.*

Keywords: *air temperature, MODIS LST, LOESS, Antarctica.*

1. INTRODUCCIÓN

Las zonas polares son ambientes con una gran influencia en el clima global y, a la vez, muy vulnerables al cambio climático. El aumento de la temperatura en ellas puede implicar, entre otras consecuencias, el deshielo del permafrost. Por ello el estudio del comportamiento de esa variable meteorológica resulta imprescindible. Además, en los ambientes polares, los datos desde satélite son de gran utilidad debido a la escasez de datos *in situ*.

Varios autores describen una tendencia al calentamiento de la península Antártica (PA). Turner et al. (2005), describen esta tendencia a partir de datos de T_a entre 1950 y 2000 en el marco del proyecto Datos Antárticos de Referencia para la Investigación Ambiental (READER, por sus siglas en inglés). En el resto de la Antártida, en cambio, en ese mismo período, estos autores encuentran una tendencia anual de temperaturas con tasas mucho más bajas y variables, y calentamiento en algunas estaciones y enfriamiento en otras. En contraste con la tendencia antes descrita para la PA desde 1950, algunos autores encuentran una disminución de la temperatura en esa zona desde finales de la década de los 90 (Turner et al., 2016; Oliva et al., 2017).

Por otra parte, si bien no son muy frecuentes, encontramos algunos estudios sobre el comportamiento de T_a basados en la comparación con datos MODIS LST, que muestran una fuerte correlación entre ambas temperaturas en superficies de nieve, hielo y suelo congelado.

Teniendo en cuenta lo anterior, y en el marco del proyecto PERMASNOW, en este trabajo estimamos la temperatura del aire (T_a) en la península Hurd de la isla Livingston (Antártida) a partir de los datos LST del sensor MODIS entre los años 2000 y 2016. Continuamos así una línea de investigación de la que hemos presentado resultados preliminares en congresos anteriores (Recondo et al., 2017a,b,c).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Este estudio se centra en la península Hurd de la Isla Livingston, en el archipiélago Shetland del Sur (SSI) (Figura 1).

2.2. Datos

Los datos de T_a fueron obtenidos de las estaciones de la AEMET JCI (operativa desde el 16/02/1988 hasta el 30/12/2009 [JCI1] y desde el 31/12/2009 hasta la actualidad en una nueva ubicación [JCI2], GJ (desde el 01/12/2006 hasta el 24/01/2015) y GH (activa desde el 25/1/2015 hasta la actualidad); y de las estaciones del proyecto PERMASNOW en la zona de estudio: Incinerador (activa entre el 25/02/2000 y el 20/01/2006, y desde el 23/01/2006 hasta el presente en una nueva localización), Reina Sofía (del 25/02/2000 hasta el presente) y Collado Ramos (del 02/02/2006 hasta la actualidad). Para su comparación con MODIS, hemos tomado los datos de T_a solo desde el año 2000. Y el estudio se extiende hasta el año 2016.

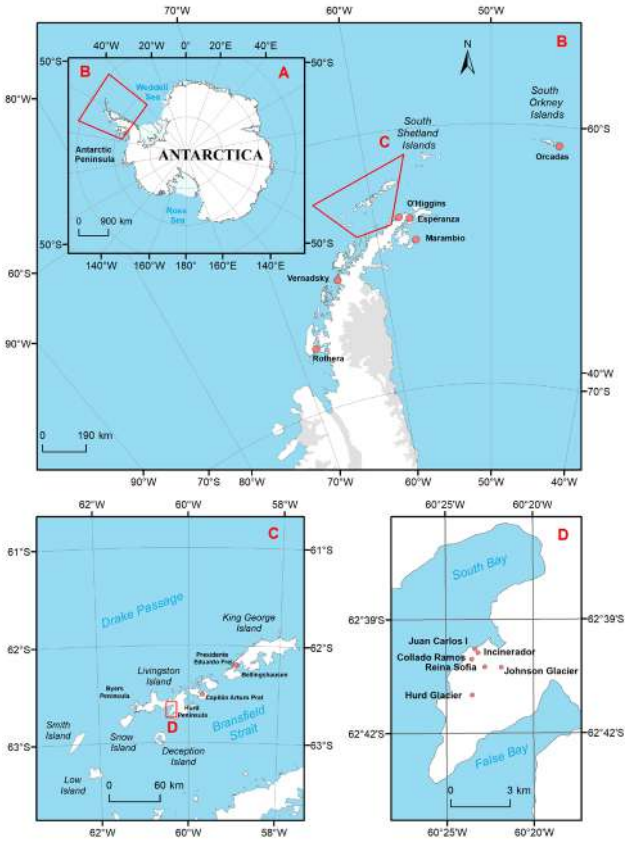


***Figura 1**. Archipiélago Shetland del Sur (C), península Hurd en la isla Livingston y ubicación de las estaciones (D). Figura tomada de Recondo et al. (2019).*

Se emplearon los productos MODIS versión 5 proporcionados por la Administración Nacional de la Aeronáutica y del Espacio [NASA, por sus siglas en inglés: *Land Processes Distributed Active Archive Center* (LP DAAC)]. Los datos diurnos y nocturnos MODIS LST corresponden al producto MOD11A1 (Terra) y MYD11A1 (Aqua), con una resolución espacial de 1 km.

2.3. Metodología

La media diaria de T_a se obtuvo en cada estación meteorológica solo en el caso de que los datos diarios estuvieran completos (n=144 para los datos de 10 minutos, y n=48 para los datos de 0,5 horas). Los datos MODIS se obtuvieron en la localización de cada estación utilizando la herramienta Google Earth Engine (http://earthengine.google.org).

En primer lugar, comparamos T_a y $T_{a\text{-}20cm}$ (a 20 cm del suelo) de las estaciones de la AEMET, donde existían datos de ambas, para verificar su correlación, siendo para ello suficientes regresiones lineales simples. En cambio, para estimar T_a a partir de MODIS LST, tuvimos que recurrir a regresiones lineales múltiples, usando como variables para la estimación de T_a no sólo LST, sino también variables temporales. En todos los casos, utilizamos regresiones robustas, para minimizar la influencia de valores atípicos. Los parámetros estadísticos utilizados para cuantificar la bondad del ajuste de los modelos son el R^2 y RSE (*residual standard error*).

Para el análisis de la tendencia en T_a se empleó el LOESS, en el que la variable dependiente (T_a) se suaviza a partir de la variable independiente tiempo (t) mediante el parámetro de suavizado α´, que determina el tamaño del subconjunto de datos utilizados para ajustar cada polinomio local. El valor de α´ es la proporción de datos utilizados en cada ajuste, y oscila entre $((\lambda+1)/n)$ y 1; donde λ es el grado del polinomio local y n el total de datos en cada serie analizada. Para nuestro análisis $\lambda=2$ y $\alpha'=1$. Este último valor se selecciona porque resulta menos sensible a la variabilidad de los datos y, por lo tanto, más robusto en presencia de valores anómalos al estimar la tendencia de T_a.

Para la validación, usamos la validación cruzada de los resultados a partir del método *leave-one-out-cross-validation*, empleando los parámetros estadísticos R^2_{CV} y $RMSE_{CV}$.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En primer lugar, hemos comprobado que T_a y $T_{a\text{-}20\ cm}$ están fuertemente correlacionadas, como se muestra en la Figura 2 para JCI, especialmente al aplicar el *proxy* de cubierta de nieve desarrollado por Bañón et al. (2013), basado en el análisis de las series de tiempo anuales de desviaciones estándar diarias de $T_{a\text{-}20\ cm}$, que elimina los valores de $\sigma\,(T_{a\text{-}20\ cm}) < 0{,}5$°C.

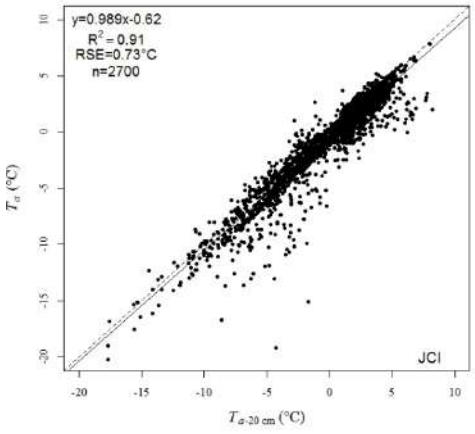


Figura 2. *Regresión lineal T_a-$T_{a\text{-}20\ cm}$ en JCI.*

La tendencia de T_a en el área de estudio muestra una disminución en la estación más cercana a la costa, JCI, para sus dos localizaciones (–2,3°C/década en JCI1 y –3°C/década en JCI2). El resto de las estaciones muestran una tendencia al calentamiento (0,2°C/década en GJ e INC y 0,8°C/década en RS y CR). La Figura 3 muestra el aumento de T_a en RS, la estación situada a mayor altura y una de las más alejadas de la costa.

Los resultados obtenidos en este estudio muestran la compleja variabilidad climática a escala espacial en la península Hurd de la isla Livingston, similar a lo descrito en otras áreas de la PA y del SSI. El calentamiento de INC es similar al obtenido en Bellingshausen (Isla Rey Jorge) entre 1948-2011 por Kejna *et al.* (2013) y al estimado por Steig *et al.* (2009) en la Antártida occidental entre 1957-2006. En cambio, el calentamiento de CR y RS supera incluso al valor encontrado en la PA por O'Donnell *et al.* (2011) entre 1957-2006 y a la tendencia más alta de +0,54°C década^{-1}, encontrada por Turner *et al.* (2014) para el periodo 1951-2011 en la estación Faraday/Vernadsky. Por lo tanto, nuestro estudio muestra que la estación Faraday no es una excepción, porque la mayoría de nuestras estaciones se están calentando después del año 2000.

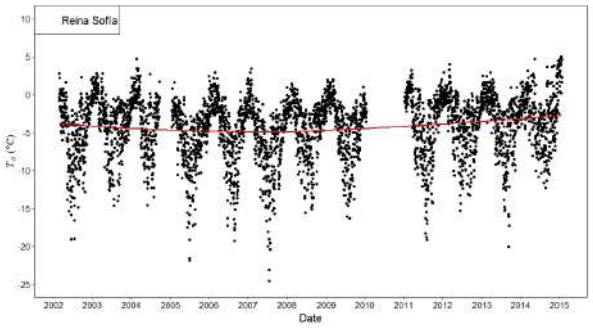


Figura 3. *Variación temporal de T_a para el periodo de estudio en RS. La tendencia lineal de T_a obtenida con el método LOESS se muestra en color rojo en la serie.*

En cuanto a la relación T_a-MODIS LST, no se obtuvieron resultados para GH dada la escasez de datos. Para el resto de estaciones los resultados fueron: JCI (R^2=0,6-0,7; RSE=2°C), GJ (R^2=0,5-0,6, excepto para Terra Day que fue R^2=0,26; RSE=2°C, excepto para Terra Night que fue RSE=0,78°C), CR (R^2=0,6-0,7, excepto para Terra Night que fue R^2=0,36; RSE=2-3°C), INC (R^2=0,5 para los datos diurnos y R^2=0,3-0,4 para los datos nocturnos; RSE=2°C) y RS (R^2=0,5-0,6 para los datos diurnos y R^2=0,4 para Aqua Night, mientras que el R^2 de Terra Night no muestra correlación alguna; RSE=2-3°C). En la Figura 4 se muestra la relación entre los datos T_a y los LST diurnos de Terra para JCI.

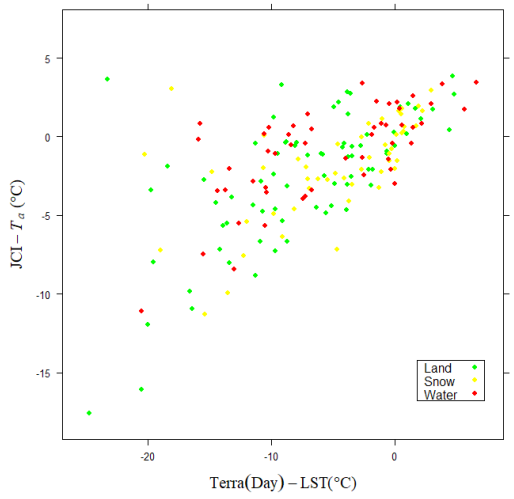


Figura 4. *Relación entre T_a y LST Terra para JCI.*

Los mejores modelos se obtuvieron para los datos diurnos de Terra (R^2=0,5-0,7; RSE=2°C). Estos valores de R^2 son inferiores a los obtenidos por Wang *et al.* (2013). En cambio, obtuvimos mejores resultados que estos autores en la validación de nuestros mejores modelos ($RMSE_{CV}$=2,5°C). Además, nuestros mejores modelos son peores en términos de R^2_{CV} (0,5-0,6) y mejores en términos de $RMSE_{CV}$ (2,5 °C) que el modelo lineal simple

T_a-LST (R^2_{CV}=0,64; $RMSE_{CV}$=11°C) y el mejor modelo de *machine learning* (GBM: R^2_{CV}=0,71; $RMSE_{CV}$=11°C) obtenido por Meyer *et al*. (2016) en 2013 con datos de 32 estaciones sobre el continente antártico (rango T_a de –80°C a 10°C). Por otra parte, estudios similares en el Ártico muestran que la correlación T_a-LST es más fuerte cuando las temperaturas son más bajas. Esto podría explicar nuestros peores resultados en términos de R^2 frente a los de Wang *et al*. (2013) y Meyer *et al*. (2016) porque nuestros valores de T_a son más altos (de –25°C a 10°C) que los de estos autores.

4. CONCLUSIONES

En este estudio, hemos propuesto modelos para estimar T_a media diaria en la península Hurd de la isla Livingston a partir de datos MODIS-LST y variables temporales. Los mejores modelos se obtuvieron a partir de los datos diurnos LST de Terra. Los modelos se han obtenido empíricamente y validado usando datos de estaciones meteorológicas y datos MODIS entre 2000 y 2016.

El análisis mostró una compleja variabilidad climática en la península Hurd en el período de estudio: la estación más cercana a la costa (JCI) muestra una clara tendencia de enfriamiento (entre –2,3 y –3,0°C década^{-1}), y las estaciones de mayor altitud muestran tendencias de calentamiento (entre +0,2 y +0,8°C década^{-1}). El estudio pone de manifiesto que los datos de T_a de todas las estaciones utilizadas son muy fiables y que los datos MODIS LST son útiles para estimar tendencias de T_a a largo plazo en el área de estudio.

5. AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue posible gracias a la financiación de la Agencia Estatal de Investigación a través del proyecto PERMASNOW [CTM2014-52021-R], la ayuda de la Universidad de Oviedo al Grupo de Investigación RSApps en 2018 [PAPI-18-GR-2016-0005] y las ayudas obtenidas por A.C.-P. (“Severo Ochoa” del Gobierno del Principado de Asturias [BP17-151] y “Ayuda Predoctoral” de la Universidad de Oviedo). C.R. también reconoce los fondos para su corta estancia en el IGOT (Universidad de Lisboa) del Banco Santander.

6. BIBLIOGRAFÍA

Bañón, M. et.al. 2013. Regional weather survey on Byers Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands, Antarctica. Antarctic Science, 25(2), pp.146–156.

Kejna, M. et al. 2013. Climatic change on King George Island in the years 1948–2011. Polish Polar Research, 34(2), pp. 213–235.

Meyer, H. et al. 2016. Mapping Daily Air Temperature for Antarctica Based on MODIS LST. Remote Sensing, 8(9), pp. 1–16.

O’Donnell, R. et al. 2011. Improved Methods for PCA-Based Reconstructions: Case Study Using the Steig et al. (2009) Antarctic Temperature Reconstruction. Journal of Climate, 24, 2099–2115.

Oliva, M. et al. 2017. Recent regional climate cooling on the Antarctic Peninsula and associated impacts on the cryosphere. Science of The Total Environment, 580, pp. 210–223.

Recondo, C. et al. 2017a. Comparación entre las temperaturas de la superficie terrestre obtenidas con el sensor MODIS y las temperaturas in situ medidas en la península Hurd, isla Livingston, Antártida. En J. Ruiz-Fernández et al. (Eds.), *Ambientes periglaciares: Avances en su estudio, valoración patrimonial y riesgos asociados* (185). Oviedo, España: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Oviedo.

Recondo, C. et al. 2017b. Comparison of MODIS-derived Land Surface Temperature with in situ temperatures measured in the Hurd Peninsula, Livingston Island, Antarctica. First results. In J. A. Sobrino (Ed.), *Fifth Recent Advances in Quantitative Remote Sensing* (227-231). Valencia, Spain: Servicio Publicacions Universitat de Valencia.

Recondo, C. et al. 2017c. Comparación entre las temperaturas de superficie obtenidas con MODIS y las temperaturas in situ medidas en la península Hurd, isla Livingston, Antártida: Primeros resultados. En L.Á. Ruiz et al. (Eds.), *Teledetección: Nuevas plataformas y sensores de Teledetección* (11-14). Valencia, España: Universitat Politècnica de València.

Steig, E.J. et al. 2009. Warming of the Antarctic ice-sheet surface since the 1957 International Geophysical Year. Nature, 457(7228), pp. 459–462.

Turner, J. et al. 2005. Antarctic climate change during the last 50 years. International Journal of Climatology, 25(3), pp. 279–294.

Turner, J. et al. 2014. Antarctic climate change and the environment: an update. Polar Record, 50, 237–259

Turner, J. et al. 2016. Absence of 21st century warming on Antarctic Peninsula consistent with natural variability. Nature, 535(7612), pp. 411–415.

Wang, Y. et al. 2013. A Comparison of MODIS LST Retrievals with in Situ Observations from AWS over the Lambert Glacier Basin, East Antarctica, International Journal of Geosciences. 04(03), pp. 611–617.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 185-188. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Comparación de las mediciones del EOA de MODIS con instrumentos en superficie en Cuba: garantía de consistencia en las investigaciones

Antuña-Marrero, J.C.[(1)], Cachorro, V.E.[(1)], Rodríguez-Vega, A.[(2)], de Frutos, A.M.[(1)], García-Parrado, F.[(2)], Antuña-Sánchez, J.C.[(1)]

[(1)] Grupo de Óptica Atmosférica, Departamento Física Teórica, Atómica y Óptica, Universidad de Valladolid,España.
jcam45@gmail.com

[(2)] Grupo de Óptica Atmosférica de Camagüey, Centro Meteorológico Provincial de Camagüey, INSMET, Cuba.

Resumen: Se exponen resultados de la comparación de las observaciones del espesor óptico de aerosoles (EOA) de los instrumentos MODIS en los satélites Terra y Aqua con el EOA medido con fotómetro solar y el EOA de banda ancha (EOABA) medido con pirheliómetro en Camagüey, Cuba. Los resultados muestran un alto nivel de coincidencia entre ambos instrumentos satelitales y el fotómetro solar. En el caso del EOABA, su nivel de coincidencia es menor que en el caso del fotómetro solar, pero es aceptable para emplearlo como una buena aproximación del EOA medido por MODIS en aquellos casos en que no exista información sobre este. Los resultados obtenidos confirman la consistencia de los resultados de investigaciones, empelando el EOBA, realizadas y otras en curso por el Grupo de Óptica Atmosférica de Camagüey (GOAC) en cooperación con el Grupo de Óptica Atmosférica de la Universidad de Valladolid (GOA-UVA).

Palabras clave: satélite, validación, aerosoles estratosféricos, aerosoles troposféricos.

Comparison of MODIS AOD measurements with surface instruments in Cuba: guarantee of consistency in GOAC investigations

Abstract: *The results of the comparison of the observations of the aerosol optical depth (AOD) of the MODIS instruments in the Terra and Aqua satellites with the AOD measured with sun photometer and the broadband AOD (BAOD) measured with pyrheliometer in Camagüey, Cuba, are presented. They show a high level of coincidence between both satellite instruments and the sun photometer. In the case of the BAOD, its level of coincidence is lower than in the case of the sun photometer, but it is acceptable to support its use as a good approximation of the AOD measured by MODIS in those cases in which there is no that information. The results obtained confirm the consistency of the results of investigations, using the BAOD, carried out and others in progress by the Atmospheric Optics Group of Camagüey (GOAC) in cooperation with the Atmospheric Optics Group of the University of Valladolid.*

Keywords: *satellite, validation, stratospheric aerosols, tropospheric aerosols.*

1. INTRODUCCIÓN

El principal objeto de estudio del Grupo de Óptica Atmosférica de Camagüey (GOAC) son los procesos de transferencia de la radiación solar en el Gran Caribe y en particular en Cuba (GOAC, 2019). Para cumplirlo es necesario el estudio de las propiedades ópticas y físicas de los componentes de la atmósfera que interaccionan con la radiación solar en su tránsito a través de la atmósfera terrestre desde el tope de la atmósfera hasta la superficie terrestre. Estos componentes incluyen en orden de importancia las nubes, los aerosoles, el vapor de agua, ozono y otros (Antuña et al.,2012).

El GOAC, con 30 años de existencia y gracias a la cooperación internacional (Antuña-Marrero et al., 2019a), opera instrumentos de medición de aerosoles (Antuña-Marrero et al., 2016), nubosidad (Antuña-Sánchez et al., 2015) y vapor de agua (Anthes et al., 2015). Se combina el control sistemático del estado técnico/calibración de los instrumentos, con la validación de las observaciones satelitales. Su objetivo es determinar el grado de consistencia espacial y temporal entre las series de observaciones satelitales y las de superficie, permitiendo extender a toda Cuba y/o al Gran Caribe las investigaciones realizadas localmente en Camagüey con instrumentos ubicados en superficie.

Se describe la validación de las mediciones de espesor óptico de aerosoles (EOA) de los instrumentos MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) a bordo de los satélites Terra y Aqua (Levy et al., 2013) y las observaciones de EOA del fotómetro solar instalado en Camagüey. Además se validaron las observaciones del EOA de banda ancha (EOABA) derivadas de mediciones de radiación solar directa realizadas con pirheliómetros en 4 estaciones meteorológicas en Cuba.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El GOAC opera desde el año 2008 un fotómetro solar en cooperación con el Grupo de Óptica Atmosférica de la Universidad de Valladolid (GOA-UVA), contribuyendo a la Red Ibérica de Medidas de Aerosoles (RIMA 2019) y la Red Robótica de Medición de Aerosoles de la NASA (AERONET 2019). Además se determina EOABA a partir de las observaciones de radiación directa realizadas en 4 estaciones a lo largo de la isla como muestra la Figura 1 (SDRS, 2019).

2.1. Datos deMODIS

Se emplean datos EOA a 550 nm y Exponente de Ångström (EA) de Terra (EOA_{Terra}) y Aqua (EOA_{Aqua}) de la colección 6 del nivel L2 de MODIS. Los sensores de ambos satélites son gemelos. Cada orbita de Terra pasa por el Ecuador cerca de las 10:30 HL y Aqua de las 13:30 HL (Barnes et al., 1998). Los datos de MODIS, en el nivel L2, no han sido sometidos a ningún proceso de homogeneización espacial para producir una red regular de valores. El procesamiento de las observaciones de MODIS emplea 3 algoritmos, en dependencia de las asunciones sobre las propiedades de la superficie terrestre (Levy et al., 2013). Las regiones en superficie visualmente "oscuras" desde el espacio, denominadas algoritmos *Dark Target* (DT), incluyen los supuestos del algoritmo para superficies con vegetación (Kaufman et al., 1997) y para regiones remotas del océano (Tanré et al., 1997). Al ser complementarias geográficamente las regiones donde se aplican ambos algoritmos (https://darktarget.gsfc.nasa.gov/), es común solo citar DT en los productos de MODIS. El tercer algoritmo, llamado algoritmo *Deep Blue* (DB), incluye supuestos para superficies visualmente "brillantes" en el UV cercano (cerca de 410 nm). En estas condiciones, la banda DB produce una mejor señal que las longitudes de onda visibles, mejorando la señal para la determinación de aerosoles (Hsu et al.,2013).

2.2. Datos de AERONET

Un fotómetro CIMEL CE-318 está instalado en Camagüey (21,42°N, 77,85°O) a 122 m (AERONET, 2019) desde 2008, tributando tanto a RIMA como a AERONET. Estos instrumentos son pre y post calibrados durante cada periodo de operación.

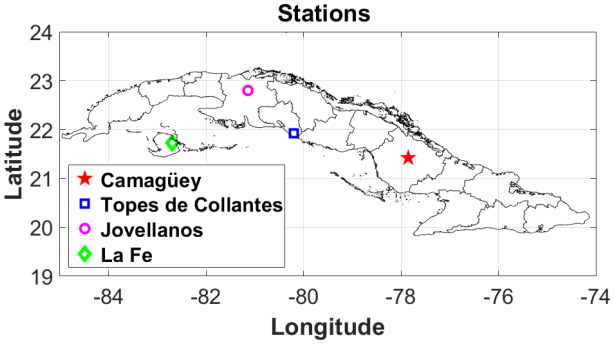


Figura 1. *Ubicación de las estaciones actinométricas.*

Se utilizaron datos de EOA en 500 nm (EOA_{500}) del nivel 2.0 web de AERONET. La versión 2.0 ha sido procesada para garantizar la limpieza de nubes y post- procesada con datos de calibración (Holben, et al., 2006). Se calculó el EOA en 550 nm (EOA_{550}) empleando la ecuación de Angstrom y el EA para las longitudes de onda de 440-675 nm ($EA_{440\text{-}675}$), según aparece en la ecuación 1 (Hoelzemann, et al., 2009).

$$EOA_{550} = EOA_{500}\left(\frac{\lambda_{550}}{\lambda_{500}}\right)^{-EA_{440-675}} \quad (1)$$

2.3. Datos del EAOBA

Para el cálculo del EOABA se emplea el algoritmo descrito por Gueymard (1998) usando las mediciones de irradiancia directa de banda ancha de 4 estaciones actinométricas. Estas estaciones son operadas manualmente realizando mediciones cada hora entre la salida y la puesta del sol. Las observaciones son inmediatamente introducidas, mediante un software diseñado al efecto, en el Sistema de Diagnostico de Radiación Solar (SDRS) donde son procesadas y se realiza su control de calidad, totalmente automatizados, antes de ser mostradas en la página web (SDRS, 2019). El EOABA se calcula en los horarios de cielo despejado y en que el disco solar no se encuentra obstruido por nubes, humo, bruma o niebla (García, et al., 2015). La Tabla 1, muestra la información de cada estación.

Tabla 1.*Ubicación geográfica de las estaciones del SDRS, número de observaciones del EOABA en el período de años disponibles.*

Estación	Camagüey	Jovellanos	Topes C.	Sta. Fé
Número	78355	78330	78342	78321
Latitud	21,4	22,8	21,9	21,7
Longit.	-77,8	-81,1	-80	-82,77
Altura	107 m	23 m	766 m	32 m
No. Obs.	2495	1182	1358	1756
Período	2001-15	2010 -15	2011-15	2011-15

2.4. Criterios de coincidencia espacio-temporal y estadígrafos empleados

La coincidencia espacial de las observaciones satelitales con las de superficie fue establecida en un radio igual o menor de 25 km entorno a las estaciones. La coincidencia temporal fue de ± 30 minutos como máximo entre las observaciones que cumplen el criterio de coincidencia espacial. La Figura 2 muestra las posibles escalas temporales de coincidencia de MODIS y los instrumentos en superficie.

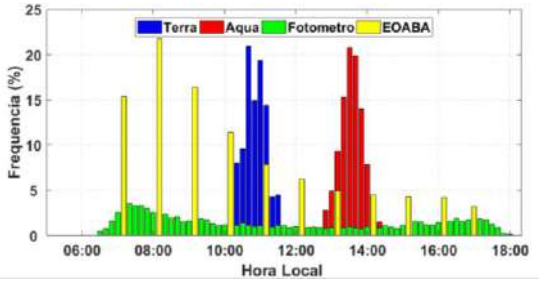


Figura 2. *Distribuciones de frecuencias temporales de las observaciones de los tres instrumentos.*

Los estadígrafos empleados fueron el error medio cuadrático (RMSE), el error medio absoluto (MAE), el sesgo (BIAS) y el coeficiente de correlación (R) comúnmente empleados en las validaciones (Antuña-Marrero et al., 2018),

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. EOA_{Fot} *vs.* EOA_{Terra} y EOA_{Aqua}

La Tabla 2 muestra los estadígrafos resultantes de la comparación EOA_{Fot} con EOA_{Terra} y EOA_{Aqua} para cada uno de los dos algoritmos de inversión. En general para ambos algoritmos e instrumentos cada estadígrafo tiene valores en el mismo orden de magnitud, excepto en el sesgo que

es un orden de magnitud menor para Terra con DT. Este es un índice de la consistencia de las observaciones de ambos instrumentos.

Tabla 2. *Estadígrafos de la comparación del EOA_{Fot} con EOA_{Terra} y EOA_{Aqua}.*

	Deep Blue		Dark Target	
	EOA_{Terra}	EOA_{Aqua}	EOA_{Terra}	EOA_{Aqua}
RMSE	0,081	0,063	**0,061**	0,064
MAE	0,059	**0,044**	0,046	0,050
BIAS	-0,048	-0,027	**0,007**	0,017
R	0,716	**0,817**	0,701	0,794
Casos	880	419	900	500

Las magnitudes del RMSE y el MAE son del mismo orden que el error de medición del EOA_{Fot} entre 0,01 y 0,02 (Eck et al., 1999), confirmando una buena coincidencia del EOA_{Fot} con EOA_{Terra} y EOA_{Aqua}. El sesgo presenta valores positivos y menores en valor absoluto en el caso de DT, mientras en el caso del DB sus valores son negativos. Los mejores resultados de cada estadígrafo aparecen sombreados. El RMSE y el sesgo muestran los mejores resultados para Terra con el DT, mientras que en el caso del MAE y R sus mejores resultados son con Aqua para DB.

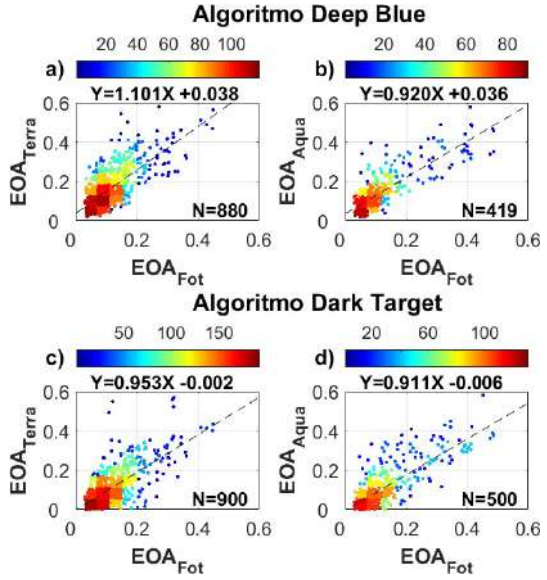


Figura 3*. Gráficos de las densidades de dispersión de las observaciones EOA_{Fot} vs. EOA_{Terra} y EOA_{Aqua} para cada uno de los dos algoritmos de inversión.*

La Figura 3 muestra los gráficos de las densidades de dispersión de los valores coincidentes en espacio y tiempo del EOA_{Fot} con EOA_{Terra} y EOA_{Aqua}. También sobre cada gráfico aparece la correspondiente ecuación resultante del ajuste lineal por mínimos cuadrados. Los valores de las pendientes son muy próximos entre sí con magnitudes entre 1,1 y 0,9 mientras las ordenadas en el origen (interceptos) son positivos para DB y negativos, un orden magnitud inferior en el caso de DT.

Los resultados anteriores muestran una buena coincidencia entre las observaciones del EOA del fotómetro solar y ambos instrumentos MODIS. En particular esta coincidencia es mejor en el caso del algoritmo DT. Además, como los resultados muestran pequeñas diferencias entre ambos instrumentos es posible combinar sus observaciones en una sola serie de datos con fines climatológicos.

3.2. EOABA *vs.* EOA_{Terra} y EOA_{Aqua}

En la Tabla 3 se registran los mismos estadígrafos que en la 2, pero en este caso es el EOABA, calculado en las 4 estaciones a partir de las mediciónes con pirheliómetro de banda ancha, el que se compara con EOA_{Terra} y EOA_{Aqua}. Como es de esperar las magnitudes del RMSE y el MAE son superiores en magnitud a las de la Tabla 2. En este caso sus mejores valores ocurren con Aqua y DB. El sesgo mantiene similar rango de magnitudes, pero todos sus valores son positivos, lo que significa que los valores del EOABA son sistemáticamente menores que los de ambos instrumentos MODIS. El coeficiente de correlación presenta valores bajos entre 0,3 y 0,5, magnitudes muy inferiores a las mostradas en la Tabla 2.

Tabla 3. *Estadígrafos de la comparación del EOABA con EOA_{Terra} y EOA_{Aqua}.*

	Deep Blue		Dark Target	
	EOA_{Terra}	EOA_{Aqua}	EOA_{Terra}	EOA_{Aqua}
RMSE	0,080	**0,073**	0,087	0,088
MAE	0,055	**0,048**	0,063	0,066
BIAS	**0,001**	0,014	0,027	0,049
R	0,455	**0,501**	0,325	0,417
Cases	373	191	436	268

Los resultados presentados muestran que el EOABA es representativo del EOA medido con satélite, dentro de cierto rango de error que ha sido calculado.

4. CONCLUSIONES

El GOAC ha empleado las mediciones del EOABA para determinar la climatología y la línea base de este parámetro empleando una serie de 33 años (1981-2013). La misma determinó el ciclo anual del EOABA para Camagüey con máximos agrupados en los meses de verano, junio, julio y agosto, asociados a la presencia en esos meses de los eventos de polvo sahariano en la región del Caribe. Además el EOABA tiene una tendencia decreciente de magnitud $-4{,}36\times10^{-4}$ $año^{-1}$, significativa al 99,9% (García et al., 2015). Una investigación más reciente emplea el EOABA para establecer, en condiciones de cielo despejado, que la tendencia creciente de la irradiancia solar global registrada entre 1981 y 2010 en Camagüey está asociada al decrecimiento del EOABA mencionado anteriormente (Antuna-Marrero et al., 2019b). Otra investigación está en curso para establecer las tendencias del EOABA en las otras 3 estaciones actinométricas en Cuba.

Los resultados de la comparación realizada entre el EOABA y el EOA de Terra y Aqua confirman la consistencia de los resultados de las investigaciones realizadas y en ejecución por el GOAC empleando el EOABA. En la actualidad se ejecuta el rescate de observaciones de radiación solar en las estaciones de Topes de Collantes, la Fe y Jovellanos que permitirán contar con series de cerca de 30 años en cada una. El EOABA derivado a partir de las mismas se empleara en el estudio detallado de la evolución del EOA en Cuba

5. BIBLIOGRAFÍA

AERONET, 2019. AErosol RObotic NETwork. Accessed April 1, 2019. http://aeronet.gsfc.nasa.gov/

Anthes, R., Robock, A., Antuña-Marrero, J.C., García, O., Braun, J.J., Estevan Arredondo, R., 2015. Cooperation on GPS Meteorology between the United States and Cuba. Bull. Amer. Meteor. Soc., 96, 1079– 1088. http://dx.doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00171.1

Antuña, J.C., R. Estevan, B. Barja, 2012. Demonstrating the Potential for First-Class Research in Underdeveloped Countries: Research on Stratospheric Aerosols and Cirrus Clouds Optical Properties, and Radiative Effects in Cuba (1988–2010). Bull. Amer. Meteor. Soc., 93, 1017–1027. http://dx.doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00149.1

Antuña-Marrero, J.C., A. De Frutos Baraja, R. Estevan Arredondo, 2016. Joint aerosol research between Cuba and Spain proves fruitful, Eos, 97, https://doi.org/10.1029/2016EO060125

Antuña-Marrero, J.C., V. Cachorro Revilla, F. García Parrado, Á. de Frutos Baraja, A. Rodríguez Vega, D. Mateos, R. Estevan Arredondo, C. Toledano, 2018. Comparison of aerosol optical depth from satellite (MODIS), sun photometer and broadband pyrheliometer ground-based observations in Cuba. Atmos. Meas. Tech., 11, 2279–2293 https://doi.org/10.5194/amt-11-2279-2018

Antuña-Marrero, J.C., A. Rodríguez-Vega, A. Robock, 2019a. Three decades of atmospheric optics research in Camagüey, Cuba, Eos, 100, https://doi.org/10.1029/2019EO116899

Antuña-Marrero, J.C., F. García, R. Estevan, B. Barja, A. Sanchez-Lorenzo, Simultaneous dimming brightening under all, and clear sky at Camagüey, Cuba 1981-2010, 2019b. (*Remitido a J. Atmos. Sol.-Terr. Phys.*)

Antuña-Sánchez J.C., N. Díaz, R. Estevan, A.M. de Frutos, J.C. Antuña-Marrero, 2015, Diseño de una cámara de nubes usando Raspberry Pi. Opt. Pura Apl., 48(3), 199-205. https://doi.org/10.7149/OPA.48.3.199

Eck, T., Holben, B., Reid, J., Dubovik, O., 1999. Wavelength dependence of the optical depth of biomass burning, urban, and desert dust aerosols, J. Geophys. Res., 104, 31333–31349.

García, F., R. Estevan, J.C. Antuña-Marrero, J. Rosas, I.Y. Platero, J.C. Antuña-Sánchez, N. Díaz. 2015, Determinación de la Línea Base del Espesor Óptico de Aerosoles de Banda Ancha y comparación con datos de fotómetro solar. Opt. Pura Apl., 48(4), 249-258. https://doi.org/10.7149/OPA.48.4.249

GOAC. 2019. Grupo de Óptica Atmosférica de Camagüey. Accessed April 1, 2019.http://www.goac.cu

Hoelzemann, J.J., K.M. Longo, R.M. Fonseca, N.M.E. do Rosário, H. Elbern, S.R. Freitas, C. Pires. 2009. "Regional representativity of AERONET observation sites during the biomass burning season in South America determined by correlation studies with MODIS Aerosol Optical Depth." J. Geophys. Res. 119: D13301.http://dx.doi.10.1029/2008JD010369

Holben, B.N., T.F. Eck, I. Slutsker, A. Smirnov, A. Sinyuk, J. Schafer, D. Giles, O. Dubovik. 2006. "Aeronet's Version 2.0 quality assurance criteria." Asia- Pacific Remote Sensing Symposium. International Society for Optics and Photonics. 64080Q-64080Q-14.

Hsu, N.C., M.-J. Jeong, C. Bettenhausen, A.M. Sayer, R. Hansell, C.S. Seftor, J. Huang, S.-C. Tsay, 2013. Enhanced Deep Blue aerosol retrieval algorithm: The second generation, J. Geophys. Res. Atmos., 118, https://doi.org/l0.1002fjgrd.50712.

Kaufman, Y.J., Wald, A.E., Remer, L.A., Gao, B.-C., Li, R.-R., Flynn, L. 1997. The MODIS 2.1-µm channel correlation with visible reflectance for use in remote sensing of aerosol, IEEE T. Geosci. Remote, 35, 1286–1298, https://doi.org/10.1109/36.628795.

Levy, R.C., S. Mattoo, L.A. Munchak, L.A. Remer, A.M. Sayer, F. Patadia, N.C. Hsu. 2013. "The Collection 6 MODIS aerosol products over land and ocean." Atmos. Meas. Tech. 6: 2989-3034. doi:10.5194/amt-6-2989-2013

RIMA. 2019. Red Ibérica de Medida fotométrica de Aerosoles. Accessed April 1, 2019. http://www.rima.uva.es

Sayer, A.M., L.A. Munchak, N.C. Hsu, R.C. Levy, C. Bettenhausen, M.-J. Jeong. 2014. "MODIS Collection 6 aerosol products: Comparison between Aqua's e-Deep Blue, Dark Target, and "merged" data sets, and usage recommendations." J. Geophys. Res. Atmos. 119: 13965–13989. https://doi.org/10.1002/2014JD022453

SDRS. 2019. Servicio de Diagnóstico de Radiación Solar para Cuba. Accessed April 1, 2019. http://www.goac.cu/actino

Tanré, D., Kaufman, Y.J., Herman, M., Mattoo, S. 1997. Remote sensing of aerosol properties over oceans using the MODIS/EOS spectral radiances, J. Geophys. Res., 102, 16971–16988.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 189-192. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Temperatura de la superficie del Planeta Tierra mediante imágenes MODIS en el periodo 2001-2018

Sobrino, J.A., García-Monteiro, S., Julien, Y., Skoković, D.
Unidad de Cambio Global, Parque Científico, Universidad de Valencia, C/ Catedrático José Beltrán n°2, E-46980 Paterna, España. e-mail: sobrino@uv.es

Resumen: La temperatura de la superfice del mar (SST) y la temperatura de la superficie terrestre (LST) son Variables Climáticas Esenciales (ECV) que reflejan y condicionan la dinámica de los procesos climáticos a escala planetaria. Por esta razón, existe un interés en la monitorización de ambas ECVs utilizando datos de satélite, con una cobertura periódica global y elevada precisión. El presente trabajo emplea series multitemporales de SST y LST derivadas del sensor MODIS, con el fin de estimar la SST y LST y analizar el comportamiento global, por hemisferios y latitudinal para el período de tiempo 2001-2018 de ambos parámetros, por separado y, como resultado de su combinación (temperatura de la superficie global del Planeta Tierra– EST). Los resultados determinan que 2016 fue el año más cálido en el periodo de tiempo analizado.

Palabras clave: temperatura superficial del mar, temperatura superficial terrestre, MODIS, escala planetaria.

A global analysis of the Earth surface temperature for the 2001-2018 period

Abstract: *Sea Surface Temperature (SST) and Land Surface Temperature (LST) are Essential Climate Variables (ECV), which reflect and condition the climatic processes dynamic at a planetary scale. For this reason, there is a major interest in monitoring both ECVs by using satellite data, with a periodic global coverage and a high precision. The present work used SST and LST multi-temporal series, derived both from MODIS data, to estimate SST and LST and analyse the global, hemispherical and latitudinal behaviour of both parameters for the period 2001-2018, individually and as a result of their combination. Results establish 2016 as the warmest year of the considered period of time.*

Keywords: *sea surface temperature, land surface temperature, MODIS, planetary scale.*

1. INTRODUCCIÓN

La determinación cuantitativa del comportamiento de la temperatura de la superficie de la Tierra (EST) es clave en estudios de cambio global. Para tal fin, se suelen analizar la temperatura de la superficie del mar (SST) y la terrestre (LST), ambas consideradas ECVs (GCOS, 2010), variables indicadoras de los procesos climáticos que suceden en la capa más superficial de los océanos y la superficie terrestre, respectivamente, reflejando posibles tendencias de calentamiento/enfriamiento de las mismas.

En el caso de la SST, hasta los años 80, aproximadamente, su monitorización se ha realizado a partir de datos *in situ* procedentes de boyas y campañas de medida, con apoyo de buques oceanográficos. Este tipo de datos presentan una serie de problemas, al tratarse de medidas puntuales y dispersas, no necesariamente representativas de los valores reales promedio SST.

Respecto a la LST, tradicionalmente, se han empleado los datos recogidos por estaciones meteorológicas fijas, las cuales, igualmente, se encuentran ubicadas de forma aleatoria en la superficie terrestre.

Tanto las boyas como las campañas oceanográficas y estaciones meteorológicas, emplean metodologías propias, generando errores intrínsecos a cada tipo de procedimiento. Por tanto, resulta complicado el uso de los datos procedentes de distintas fuentes como conjunto homogéneo y coherente, que permita establecer una tendencia fiable del comportamiento de la EST a lo largo del tiempo.

Las observaciones de satélite de SST y LST proporcionan series temporales de datos promediados a lo largo de áreas de tamaño adecuado para análisis climáticos y son potencialmente independientes de los poco precisos datos *in situ* (Mao et al., 2017).

La desventaja principal es la necesidad de realizar distintas correcciones, tales como atmosférica o geométrica, con el fin de evitar introducir errores debidos a la atmósfera existente entre la superficie observada y el sensor o al propio proceso de toma de datos por parte del satélite.

La finalidad del presente trabajo es utilizar datos de teledetección con el fin de conocer la evolución a escala global y latitudinal de la SST, LST y EST durante los años 2001-2018.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Bases de datos

En el presente estudio se han utilizado los productos MOD25 (Versión 2.0) de SST y MOD11C1/MYD11C1 (Versión 6.0.) de LST, ambos derivados de datos proporcionados por el sensor MODIS, a bordo de los satélites Terra y Aqua (descargados de https://podaac.jpl.nasa.gov y https://lpdaac.usgs.gov, respectivamente).

Las imágenes del producto MOD25 utilizadas constituyen promedios de 8 días con una resolución espacial de 4,63 km, dando lugar a imágenes globales de 8640×4320 píxeles. Se han utilizado para promediar las temperaturas

de los años 2001-2018. Paralelamente a la banda de SST, el producto proporciona una banda de control de calidad (QC), por tanto, se ha realizado un filtrado de forma que solo se han considerado en los cálculos aquellos píxeles de calidad buena y aceptable, es decir, de un valor de QC igual a 0 y 1, respectivamente.

Los productos MOD11C1 (Modis-Terra) y MYD11C1 (Modis-Aqua) presentan una resolución espacial de 0,05°, proporcionando imágenes globales de 7200x3600 píxeles. En este caso, se han utilizado imágenes diarias (Wan et.al, 2015) para estimar la LST.

Se han empleado un total de 3221 imágenes de SST (1505 imágenes MODIS-Aqua y 1716 imágenes MODIS-Terra) y 24 124 imágenes de LST (11 290 imágenes MODIS-Aqua y 12924 imágenes MODIS-Terra).

2.2. Zonas

Se ha dividido al planeta Tierra en zonas con el objetivo de analizar su contribución a la EST, considerando sus respectivas proporciones de superficie oceánica y terrestre (figura 1).

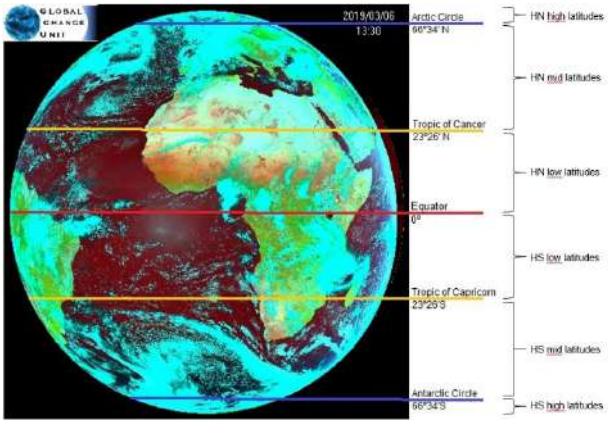


***Figura 1**. Zonas latitudinales del planeta Tierra.*

El criterio considerado es el siguiente:

- Latitudes bajas: desde el Ecuador hasta el Trópico de Cáncer (23°26' N) en el Hemisferio Norte (HN) y Trópico de Capricornio (23°26' S) en el Hemisferio Sur (HS).
- Latitudes medias: desde el Tropico de Cáncer hasta el Cículo Polar Ártico (66°34' N) en el HN y desde el Trópico de Capricornio hasta el Círculo Polar Antártico (66°34' S) en el HS.
- Latitudes altas: desde el Círculo Polar Ártico hasta el Polo Norte (90° N) en el HN y desde el Círculo Polar Antártico hasta el Polo Sur (90° S) en el HS.

2.3. Estimación de la SST, LST y EST

Se han realizado medias globales, por hemisferios y latitudinales a partir de datos MODIS normalizados según el área de cada píxel según las ecuaciones 1 y 2, donde SST_i y LST_i son los valores de SST y LST, respectivamente, para cada píxel (i y j) de un día determinado del año (t). A_i y A_j son el área de cada píxel. El área se ha calculado tomando como referencia el geoide WSG-84 y un radio medio terrestre de 6378 km.

$$SST^t_{mean} = \frac{1}{\sum A_i} \sum_1^n A_i SST^t_i \quad (1)$$

$$LST^t_{mean} = \frac{1}{\sum A_j} \sum_1^m A_j LST^t_j \quad (2)$$

Los promedios de SST y LST se han calculado realizando una media de las cuatro medidas diarias que proporciona MODIS: Terra y Aqua, diaria y nocturna (10:30, 13:30, 22:30, 01:30) (Ecuaciónes 3 y 4).

$$SST_{MODIS} = \frac{\left(SST^{(01:30)}_{ij} + SST^{(10:30)}_{ij} + SST^{(13:30)}_{ij} + SST^{(22:30)}_{ij}\right)}{4} \quad (3)$$

$$LST_{MODIS} = \frac{\left(LST^{(01:30)}_{ij} + LST^{(10:30)}_{ij} + LST^{(13:30)}_{ij} + LST^{(22:30)}_{ij}\right)}{4} \quad (4)$$

Una vez estimadas la SST y LST, la EST se calcula ponderando ambos parámetros según la proporción de área asociada a superficie oceánica o terrestre, respectivamente, y tomando en consideración la diferente resolución espacial de las imágenes de SST y LST (Ecuación 5).

$$EST_{MODIS} = \frac{\left(A^{SST}_{ij} \times SST^t_{ij} + A^{LST}_{ij} \times LST^t_{ij}\right)}{A^{(SST+LST)}_{ij}} \quad (5)$$

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 2 se observa la variabilidad de la temperatura superficial para las seis zonas definidas en la figura 1. Las zonas de latitudes altas presentan temperaturas extremas, pero tan solo representan el 8,2% del total del área del planeta, por lo que no tienen gran influencia a nivel global.

La superficie oceánica de latitudes bajas representa un 29% del área superficial total de la Tierra. En el caso del HN, se observa un incremento de 0,46°C desde el año 2011 al año 2016 y de 0,77 en el HS para el mismo período de tiempo. Por otra parte, en latitudes medias, se observa un incremento de 0,52°C en el HN, mientras que mantiene la estabilidad en el HS durante esos años.

Ciertos estudios relacionan anomalías positivas de SST con el fenómeno climático de la Oscilación Sur El Niño, en adelante "El Niño", de 2015-2016 (Hameed et al., 2018; Wang et al., 2018). Se ha documentado que estas anomalías de SST afectan al Océano Atlántico Norte e Índico (Klein et al., 1999; Yang et al., 2017), los cuales se extienden a lo largo de latitudes medias y bajas. Por tanto, el incremento de temperatura descrito en el apartado anterior, guarda estrecha relación con dicho fenómeno climático.

Además, coincidiendo con "El Niño", catalogado como muy intenso, de 2015, las zonas de latitudes medias y bajas del HN y latitudes bajas del HS, un 65,9% del área total del planeta, incrementan también su temperatura con los eventos de "El Niño" de 2002-2003 y 2009-2010. Esto explicaría los ascensos de temperatura producidos durante estos años.

Gráficamente, se observa como la curva de LST presenta una mayor variabilidad temporal que la asociada a la SST. La suma de la superficie terrestre de latitudes medias y bajas se corresponde con un 24% del área total del planeta. Por tanto, la LST contribuirá en menor medida que la SST a generar la curva latitudinal de EST. Debido a ellos, la curva final de EST latitudinal, aparece suavizada,

debido al efecto de la SST, más constante en el tiempo que la LST.

En la figura 3, se presentan los resultados a escala global y para los Hemisferios Norte y Sur. En la figura 2.c. la EST se mantiene estable durante los años 2001-2010 para, posteriormente, aumentar 0,33°C desde el año 2011 al 2016 y, disminuir 0,15°C, desde 2016 a 2018. En el HS (Figura 2.b.), la variación durante 2011-2016 es más suave, concretamente, de 0,21°C que la correspondiente al HN, de 0,10°C (Figura 2.a.). La explicación de esta realidad se encuentra en la mayor proporción de agua existente en el HS frente al HS. En los tres casos, 2016 se presenta como el año más cálido de todo el período de tiempo analizado.

Las temperaturas medias considerando los años 2001-2018 son (18,2 ± 0,3)°C para el HN, (17,42 ± 0,11)°C para el HS y (17,66 ± 0,13)°C, referidas a la EST.

Por otra parte, se han comparado las temperaturas medias estimadas a partir de datos MODIS con los resultados del Informe Anual Climático Global elaborado por NOAA, que ofrece datos globales resultantes de la interpolación a partir de datos *in situ*. Los resultados se muestran en la tabla 1 en forma de anomalías térmicas, calculadas en referencia el valor promedio de temperatura global superficial durante los años 1901 y 2000 de 13,9°C (NOAA, 2019).

El promedio de la resta de las anomalías obtenidas en el presente trabajo respecto a las anomalías NOAA es de 3,09°C. La sobreestimación se atribuye a dos efectos: el impacto de las nubes en los datos NOAA y al hecho de las diferencias entre la temperatura del aire y la de superficie estimada desde satélite.

Tabla 1. *Comparativa de temperaturas anuales globales MODIS-Informe Global NOAA.*

Años	Anomalías presente trabajo (°C)	Anomalías NOAA (°C)	Diferencia (°C)
2001	3,50	0,54	2,96
2002	3,69	0,6	3,09
2003	3,87	0,61	3,26
2004	3,65	0,57	3,08
2005	3,80	0,65	3,15
2006	3,71	0,61	3,10
2007	3,73	0,61	3,12
2008	3,63	0,54	3,09
2009	3,79	0,63	3,16
2010	3,78	0,7	3,08
2011	3,66	0,57	3,09
2012	3,66	0,62	3,04
2013	3,81	0,66	3,15
2014	3,86	0,74	3,12
2015	4,05	0,9	3,15
2016	3,99	0,95	3,04
2017	3,76	0,85	2,91
2018	3,83	0,79	3,04
Prom.			3,09
SD	0,13	0,12	0,08

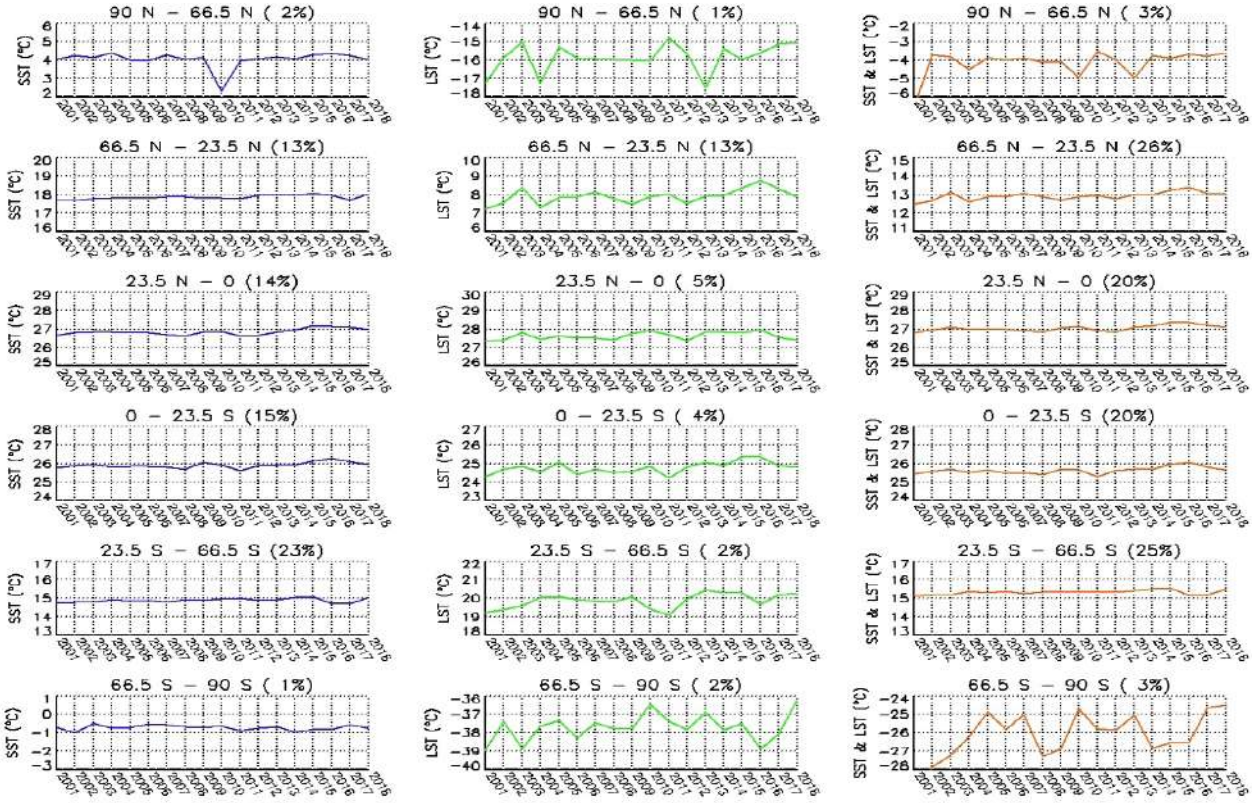


Figura 2. *Comportamiento de la SST, LST y EST (SST&LST) entre 2001 y 2018. De izquierda a derecha y de arriba abajo se representan: SST de latitudes altas del HN, LST de latitudes altas del HN, EST de latitudes altas del HN, SST de latitudes medias del HN, LST de latitudes medias del HN, EST de latitudes medias del HN, SST de latitudes bajas del HN, LST de latitudes bajas del HN, EST de latitudes bajas del HN, SST de latitudes altas del HS, LST de latitudes altas del HS, EST de latitudes altas del HS, SST de latitudes medias del HS, LST de latitudes medias del HS, EST de latitudes medias del HS, SST de latitudes bajas del HS, LST de latitudes bajas del HS, EST de latitudes bajas del HS.*

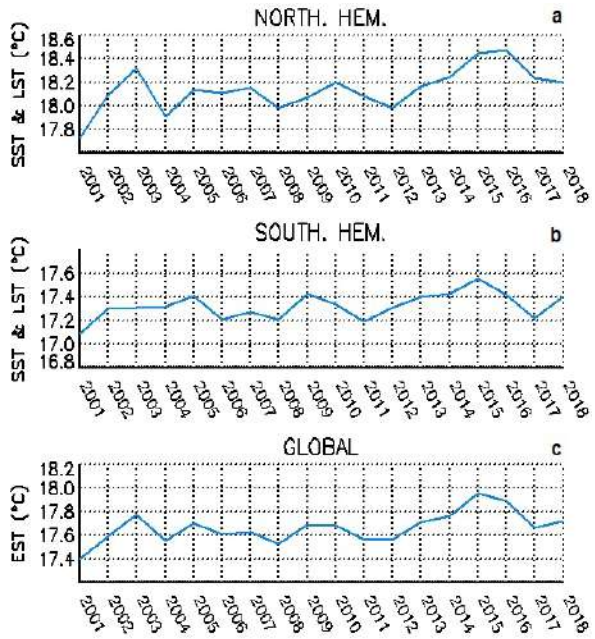


Figura 3 *Evolución de la temperatura entre 2001 y 2018. a) en el Hemisferio Norte. b) en el Hemisferio Sur. c, en el conjunto del Planeta Tierra*

4. CONCLUSIONES

1. La SST presenta una menor variabilidad temporal que la LST y evidentemente una mayor influencia en la EST.
2. Los ascensos de temperatura (EST) de los años 2002-2003, 2008-2009 y 2015-2016 coinciden con la ocurrencia del fenómeno climático de "El Niño" en más del 65,9% de la superficie del planeta.
3. Se ha calculado un factor de corrección de 3,09 que, permite reproducir las anomalías medidas por NOAA a nivel global a partir de los datos obtenidos por el sensor MODIS.

5. BIBLIOGRAFÍA

ECV inventory. Global Climate Observation System. 2010. Available in https://gcos.wmo.int/en/essential-climate-variables/ecv-factsheets

Hameed, S.N., Jin, D., Thilakan, V. 2018. A model for super El Niños. *Nature Communications* 9:2528, doi: 10.1038/s41467-018-04803-7.

Klein, S.A., Soden, B.J., Lau, N. 1999. Remote Sea Surface Temperature Variations during ENSO: Evidence for a Tropical Atmospheric Bridge. Journal of Climate 12, 917-932.

Mao, K.B., Ma, Y., Tan, X.L., Shen, X.Y., Liu, G., Li, Z.L., Chen, J.M., Xia, L. 2017. Global surface temperature change analysis based on MODIS data in recent twelve years. Advances in Space Research, 59, 503-51

NOAA National Centers for Environmental Information, State of the Climate: Global Climate Report for Annual 2018, published online January 2019, retrieved on April 12, 2019 from https://www.ncdc.noaa.gov/sotc/global/201813.

Wang *et al*. 2018. The correlation between GNSS-derived precipitable water vapor and sea surface temperature and its responses to El Niño–Southern Oscillation. Remote Sensing of Environment 216, 1-12, doi: 10.1016/j.rse.2018.06.029.

Yang, Y., Xie, S.P., Wu, L., Kosaka, Y., Li, J. 2017. ENSO forced and local variability of North Tropical Atlantic SST: model simulations and biases. Climate Dynamics. doi: 10.1007/s00382-017-3679

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 193-196. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Caracterización de los aerosoles durante las temporadas de quema de biomasa para el período 2015-2018 en el Observatorio de Huancayo, Perú

Estevan-Arredondo, R., Moya-Álvarez, A.S., Suárez-Salas, L.F., Álvarez-Tolentino, D., Silva-Vidal, Y.
Instituto Geofísico del Perú, Calle Badajoz N° 169 Urb. Mayorazgo IV Etapa, Ate, Lima 15012, Perú. restevan@igp.gob.pe

Resumen: Cada año, durante el período poco lluvioso, se registra en Suramérica y específicamente en el Perú y regiones aledañas, un incremento considerable del número de incendios asociados a quema de biomasa. Durante estos incendios se liberan a la atmósfera grandes cantidades de aerosoles. Este incremento se manifiesta en el Espesor Óptico por Aerosoles (EOA) registrado en el Observatorio de Huancayo (12,04° S, 75,32° O, 3313,0 m s.n.m.). En el presente trabajo se ha podido identificar, en base al comportamiento y valores del EOA, que el período de quema de biomasa en Huancayo tiene lugar cada año entre mediados de julio y octubre. Los máximos valores de EOA se registran en el mes de septiembre, llegando a alcanzar un máximo absoluto de 0,87 el cual tuvo lugar el 14 de septiembre de 2016 a las 11:44 GMT. El análisis de trayectorias muestra que el EOA asociado a la quema de biomasa y que es medido sobre Huancayo, corresponde fundamentalmente a incendios que tienen lugar sobre territorio peruano, pero que, bajo determinadas circunstancias, pueden ser transportados desde el oeste de Brasil y el norte de Bolivia. El estudio de las concentraciones de material particulado (PM10) con el modelo WRF-CHEM, evidencian el incremento significativo que tiene lugar, sobre todo en el mes de septiembre, tanto de las concentraciones como de las áreas afectadas. Este estudio ha evidenciado también que la cordillera de los Andes constituye una barrera física para el transporte de aerosoles hacia el oeste del Perú.

Palabras clave: EOA, WRF-CHEM, Huancayo, Perú.

Aerosol characterization during the biomass burning seasons for the period 2015-2018 at the Huancayo Observatory, Peru

Abstract: *Every year, during the dry season, a considerable increase in the number of fires associated with biomass burning in South America and specifically in Peru and surrounding regions are registered. During these fires large amounts of aerosols are released into the atmosphere. This increase is manifested in the Aerosol Optical Depth (AOD) registered in the Huancayo Observatory (12.04° S, 75.32° W, 3313.0 m a.s.l.). In the present work it has been possible to identify, based on the AOD behaviour and values, that the biomass burning season in Huancayo takes place every year between the middle of July and October. The maximum AOD values are recorded in September, reaching an absolute maximum value of 0.87 which took place on September 14, 2016 at 11:44 GMT. The trajectory analysis shows that the AOD associated with biomass burning and measured on Huancayo, corresponds fundamentally to fires that take place on Peruvian territory, but that, under certain circumstances, can be transported from the west of Brazil and from the north of Bolivia. The study of the particulate matter (PM10) concentrations, with the WRF-CHEM model, show the significant increase that takes place, especially in September, both of the concentrations and of the affected areas. This study has also shown that the Andes mountain range constitutes a physical barrier for the transport of aerosols to the west of Peru.*

Keywords: *EOA, WRF-CHEM, Huancayo, Peru.*

1. INTRODUCCIÓN

La cuenca del Amazonas cubre una vasta región del continente suramericano y contiene tanto áreas prístinas como aquellas impactadas por el ser humano. Durante la temporada de lluvias, las concentraciones de aerosoles observadas en la Amazonía central son considerable-mente bajas (Pöschl, et al., 2010; Artaxo, et al., 2013), al extremo de ser las más bajas registradas en cualquier región continental y comparables solamente con valores registrados sobre regiones remotas de los océanos (Andreae, 2007). Sin embargo, la actividad humana y específicamente la quema de biomasa, alteran estas condiciones naturales (Andreae, et al., 2004; Davidson, et al., 2012; Sena, et al., 2013). La expansión de la agricultura y las áreas urbanas afectan considerablemente la cuenca del Amazonas y, la quema de biomasa, es el método más empleado para ganar espacio dentro de esta vasta región.

Durante los eventos de quema de biomasa se emiten una gran cantidad de gases y aerosoles. Los aerosoles emitidos durante estos eventos están compuestos principalmente por carbono negro, carbón orgánico, sulfatos, cloruros, nitratos, ácidos orgánicos y compuestos orgánicos semivolátiles (Gao, et al., 2003; Reid, et al., 2005). El aerosol de carbono negro generado por la quema de biomasa tiene efectos nocivos tanto en la salud humana como en la calidad del aire (Anenberg, et al., 2012; De Oliveira-Alves, et al., 2017), provoca calentamiento debido a la fuerte absorción de la radiación solar (Horvath, 1993; Ramanathan y Carmichael, 2008) y tiene un considerable impacto en el clima (Levy II, Schwarzkopf, et al., 2008; Shindell, et al., 2008).

La cordillera de los Andes recorre todo el occidente del continente suramericano albergando el 99% de los glaciares tropicales del mundo y a Perú le corresponde el 71% (Chevalier, et al., 2011; Molina, et al., 2015). Los

aerosoles de carbono negro que se depositan sobre la nieve, pueden reducir considerablemente su albedo (Warren y Wiscombe, 1980) y por tanto acelerar el derretimiento de la superficie (Hansen y Nazarenko, 2004; Flanner, et al., 2009), contribuyendo de forma significativa con el rápido retroceso de los glaciares (Xu, et al., 2009; Painter, et al., 2013).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

En marzo de 2015 fue instalado en el Observatorio de Huancayo (HYO) un fotómetro solar del tipo CIMEL CE-318T perteneciente a la red AERONET. Se han empleado los datos de Espesor Óptico por Aerosoles (EOA) y del Exponente de Ångström (EA) derivados de las mediciones de este instrumento para el período comprendido entre el 19 de marzo de 2015 y el 25 de octubre de 2018. Estos datos corresponden al Nivel 2.0 de la Versión 3 de la base de datos de AERONET. Para el análisis de las retrotrayectorias se emplearon los datos de reanálisis del NCEP/NCAR. Las corridas se realizaron por 120 horas para una altura de 100 metros sobre la ubicación del fotómetro solar.

El modelo de predicción e investigación del tiempo (WRF, por sus siglas en inglés) acoplado al módulo de química (CHEM) fue utilizado con el fin de determinar las concentraciones de material particulado (PM10) en la región de estudio. Los datos iniciales y de frontera para la inicialización del modelo corresponden a los datos del NCEP, con una resolución de 0,25×0,25° y disponibles operativamente cada 6 horas (UCAR/NCAR/RDA, 2015). Los datos de emisiones de PM10 empleados corresponden al Inventario de Incendios del NCAR (FINN, por sus siglas en inglés) (Wiedinmyer, et al., 2014), modelados en tiempo casi real a partir de las mediciones de MODIS. Estos datos cuentan con una resolución de 1 km^2 y constituyen los datos de entrada para el WRF-CHEM.

3. RESULTADOS

La quema de biomasa es un fenómeno recurrente en Suramérica y tiene lugar prácticamente durante todo el año. Sin embargo, como se puede apreciar en la Figura 1, entre mediados de julio y mediados de octubre se registra en el HYO un incremento en los valores del EOA debido a la presencia de aerosoles generados por la quema de biomasa. El año 2017 es el único en el que estos plazos no se cumplen, ya que el período de quema de biomasa comenzó desde mediados del mes de junio. No obstante, a pesar de ser la temporada más extensa de los 4 años analizados, no es el año con mayores valores de EOA. La clasificación de los aerosoles en diferentes tipos se ha realizado a partir de un diagrama de dispersión de EOA *vs*. EA (figura no mostrada). Para los aerosoles del tipo biomasa se han considerado los siguientes rangos de valores: EOA ≥ 0,14; 1,01 > EA ≤ 2,6. Cada año, durante el mes de septiembre, se registran los máximos valores de EOA, con un máximo absoluto para el período de 0,87 registrado el 14 de septiembre de 2016 a las 11:44 GMT. En el caso de las medias diarias el máximo se registra el día 15 de septiembre de 2018 con un valor de 0,53.

A partir del análisis de retrotrayectorias se ha podido constatar que los aerosoles del tipo biomasa que se registran en el HYO son generados por la quema de biomasa que se realiza, en primer lugar, en la región amazónica del Perú y en segundo lugar aquellas que tienen lugar a lo largo de la cordillera Andina. No obstante, se ha podido corroborar que, bajo determinadas condiciones de los flujos de viento, los aerosoles de biomasa son también transportados desde quemas que tienen lugar en Brasil y en algunos casos, los menos, pueden ser también transportados hasta el HYO desde quemas que se realizan al norte de Bolivia. Los aerosoles de tipo biomasa representan el 71,9% de todos los tipos de aerosoles registrados en el HYO, lo que evidencia la importancia de este tipo de aerosoles para el sitio de mediciones.

Con el objetivo de conocer la distribución espacial de los aerosoles de tipo biomasa, se empleó la información de PM10 de FINN para los meses de julio a octubre de los cuatro años del período de estudio. En la Figura 2 se muestran, a modo de ejemplo, las concentraciones medias mensuales de PM10 (μg m^{-3}) para el período de quema de biomasa correspondientes al año 2018. Como se puede apreciar las mayores concentraciones se encuentran fundamentalmente sobre territorio brasileño, aunque en la región amazónica del Perú se observan también altas concentraciones, sobre todo, en el mes de septiembre (Figura 2c). En este mes no solamente tienen lugar las mayores concentraciones si no que, además, las concentraciones de PM10 cubren una mayor área. Es también notable que las medias de las concentraciones de PM10 en Perú no sobrepasan la cordillera de los Andes, si no que se mantienen paralela a la cordillera, la cual está orientada de noroeste a sureste. La cordillera constituye entonces una barrera física para el transporte de aerosoles hacia el oeste. Esto explica, en

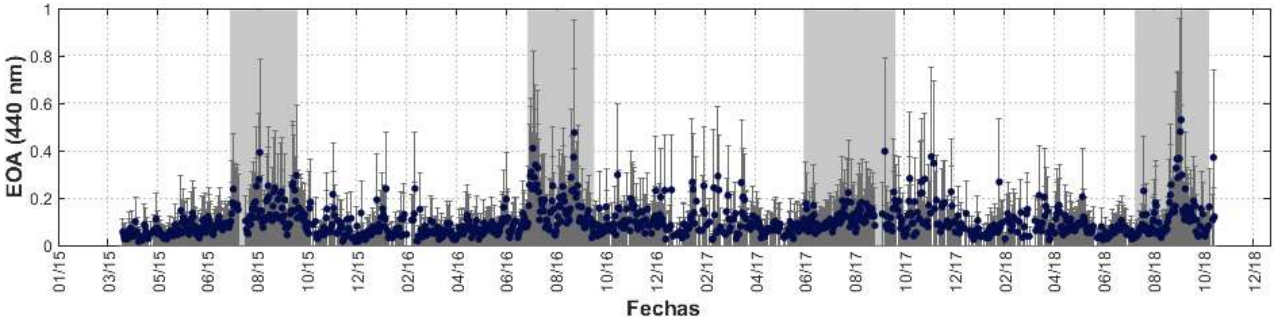


Figura 1*: Medias diarias del EOA (puntos azules) y desviaciones estándar (líneas grises) durante el período de estudio. Las regiones sombreadas en gris representan los períodos de quema de biomasa de cada año.*

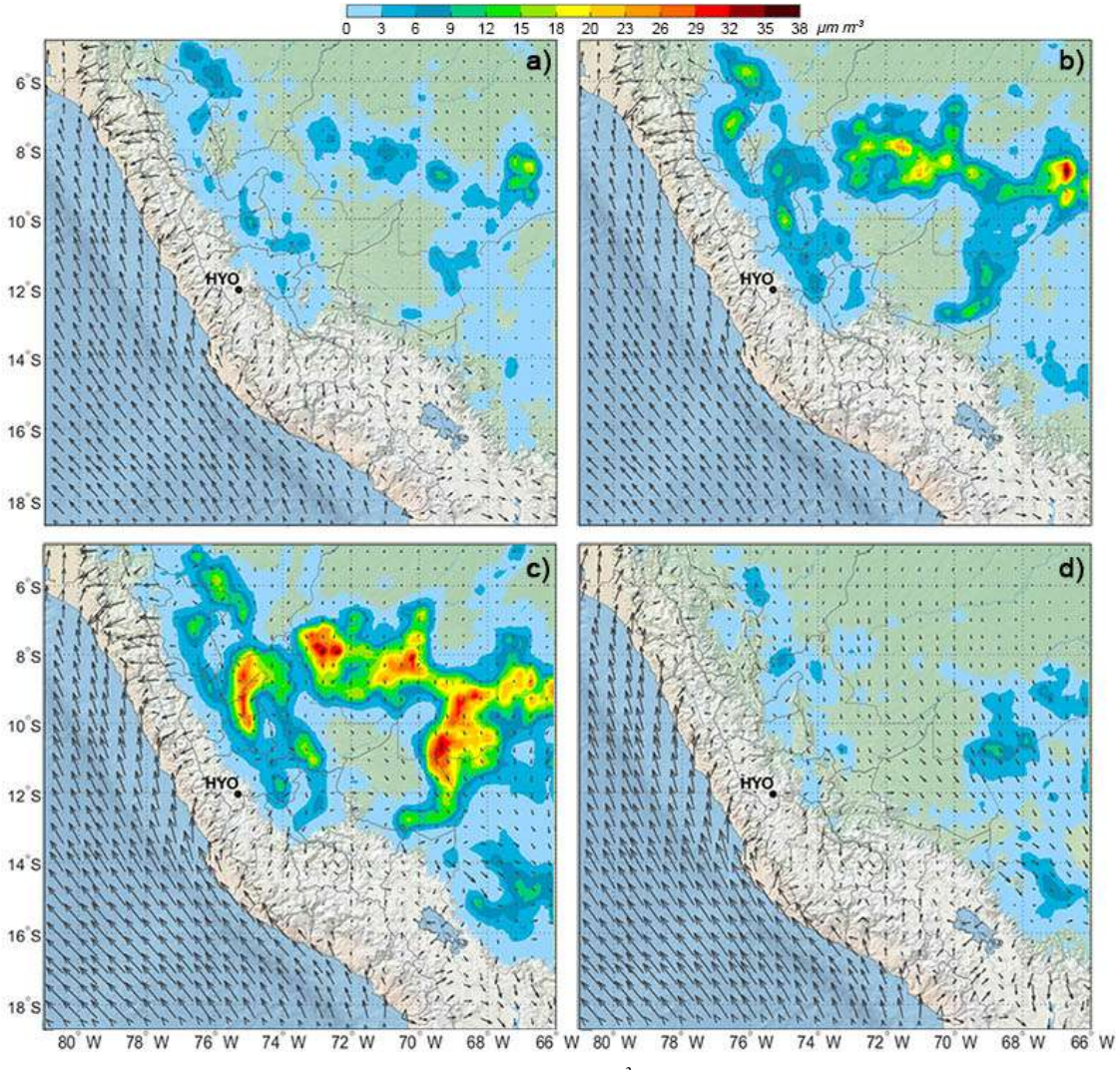


***Figura 2**: Concentraciones medias mensuales de PM10 (μg m⁻³) calculadas con el modelo WRF-CHEM, para los meses de julio (a), agosto (b), septiembre (c) y octubre (d) del año 2018. Las flechas indican la dirección y velocidades medias mensuales del viento.*

cierta medida, por qué en el HYO no se registran valores más altos de concentraciones y de EOA, en comparación con las magnitudes que se registran en sitios de medición que se encuentran a menores alturas.

4. CONCLUSIONES

Las medicines de EOA realizadas con el fotómetro solar CIMEL CE-318T han permitido identificar los meses que comprenden los períodos de quema de biomasa en el HYO. En el mes de septiembre se registran los mayores valores de EOA de todo el año. El análisis de trayectorias ha permitido identificar que los aerosoles registrados en el HYO son consecuencia, fundamentalmente, de los incendios de quema de biomasa que ocurren sobre el Perú. No obstante, bajo determinadas condiciones estos aerosoles pueden ser transportados desde el oeste de Brasil y en menor cuantía, desde el norte de Bolivia. Se ha podido demostrar que la Cordillera de los Andes constituyen una barrera física que impide el transporte de aerosoles hacia el oeste del país.

5. BIBLIOGRAFÍA

Andreae, M.O. (2007). Aerosols before pollution. Science, 315, 50-51.

Andreae, M.O., Rosenfeld, D.P. Artaxo, A.C., Frank, G., Longo, K., Silva-Dias, M. (2004). Smoking rain clouds over the Amazon. Science, 303, 1337-1342.

Anenberg, S.C., Talgo, K., Arunachalam, S., Dolwick, P., Jang, C., West, J. (2011). Impacts of global, regional, and sectoral black carbon emission reductions on surface air quality and human mortality. Atmos. Chem. Phys., 11, 7253-7267.

Anenberg, S., Schwartz, J., Shindell, D., Amann, M., Faluvegi, G., Klimont, Z., … West, J. (2012). Global air quality and health cobenefits of mitigating near-term climate change through methane and black carbon emission controls. Environ. Health Persp., 831-839.

Artaxo, P., Rizzo, L.V., Brito, J.F., Barbosa, H.M., Arana, A., Sena, E.T., … Andreae, M.O. (2013). Atmospheric aerosols in Amazonia and land use change: from natural biogenic to biomass burning conditions. Faraday Discussions, 165, 203-235. doi:10.1039/c3fd00052d

Chevalier, P., Pouyand, B., Suarez, W., Condom, T. (2011). Climate change threats to environment in the Tropical Andes: glaciers and water resources. Reg. Environ. Chang., 11(1), 179–187. doi:10.1007/s10113-010-0177-6

Davidson, E. A., Araújo, A. d., Artaxo, P., Balch, J., Brown, I., Bustamante, M., … Wofsy, S. (2012). The Amazon basin in transition. Nature, 481, 321-328.

De Oliveira Alves, N., Vessoni, A. T., Quinet, A., Fortunato, R. S., Kajitani, G. S., Peixoto, M. S., … Batistuzzo de Medeiros, S. R. (2017). Biomass burning in the Amazon region causes DNA damage and cell death in human lung cells. Nature, 7(1), 13. doi:10.1038/s41598-017-11024-3

Flanner, M. G., Hess, P., Zender, C., Mahowald, N., Painter, T., Ramanathan, V., Rasch, P. (2009). Springtime warming and reduced snow cover from carbonaceous particles. Atmos. Chem. Phys., 9, 2481-2497.

Gao, S. D., Hegg, A., Hobbs, P. V., Kirchstetter, T. W., Magi, B. I., Sadilek, M. (2003). Water-soluble organic components in aerosols associated with savanna fires in southern Africa: Identification, evolution, and distribution. J. Geophys. Res, 108, 8491.

Hansen, J., Nazarenko, L. (2004). Soot climate forcing via snow and ice albedos. P. Natl. Acad. Sci. USA, 101, 423-428.

Horvath, H. (1993). Atmospheric light absorption – A review. Atmos. Environ., 27, 293-317.

Levy II, H., Schwarzkopf, M., Horowitz, L., Ramaswamy, V., Findell, K. (2008). Strong sensitivity of late 21st century climate to projected changes in short-lived air pollutants. J. Geophys. Res., 113(D06102), D06102.

Molina, L. T., Gallardo, L., Andrade, M., Baumgardner, D., Borbor-Córdova, M., Bórquez, R., … Schmitt, C. J. (2015). Pollution and its Impacts on the South American Cryosphere. Earth's Future, 3, 345–369. doi:10.1002/2015EF000311

Painter, T., Flanner, M., Kaser, G., Marzeion, B., VanCuren, R., Abdalati, W. (2013). End of the Little Ice Age in the Alps forced by industrial black carbon. P. Natl. Acad. Sci. USA, 110, 15216-15221.

Pöschl, U., Martin, S. T., Sinha, B., Chen, Q., Gunthe, S., Huffman, J., … Andreae, M. O. (2010). Rainforest aerosols as biogenic nuclei of clouds and precipitation in the Amazon. Science, 329, 1513-1516.

Ramanathan, V., Carmichael, G. (2008). Global and regional climate. Nat. Geosci., 1, 221-227.

Reid, J., Eck, T., Christopher, S., Koppmann, R., Dubovik, O., Eleuterio, D., … Zhang, J. (2005). A review of biomass burning emissions part III: intensive optical properties of biomass burning particles. Atmos. Chem. Phys., 5, 827-849.

Sena, E. T., Artaxo, P., Correia, A. (2013). Spatial variability of the direct radiative forcing of biomass burning aerosols and the effects of land use change in Amazonia. Atmos. Chem. Phys., 13, 1261-1275.

Shindell, D., Levy II, H., Schwarzkopf, M., Horow, L., Lamarque, J., Faluvegi, G. (2008). Multimodel projections of climate change from short-lived emissions due to human activities. J. Geophys. Res., 113(D11109).

UCAR/NCAR/RDA. (2015). NCEP GDAS/FNL 0.25 Degree Global Tropospheric Analyses and Forecast Grids, Research Data Archive at the National Center for Atmospheric Research, Computational and Information Systems Laboratory. doi:10.5065/D65Q4T4Z

Warren, S. G., Wiscombe, W. (1980). A model for the spectral albedo of snow. II: snow containing atmospheric aerosols. J. Atmos. Sci., 37, 2734-2745.

Wiedinmyer, C., Yokelson, R. J., Gullett, B. K. (2014). Global Emissions of Trace Gases, Particulate Matter, and Hazardous Air Pollutants from Open Burning of Domestic Waste. Environmental Science & Technology, 48(16), 9523–9530. doi:10.1021/es502250z

Xu, B., Cao, J., Hansen, j., Yao, T., Joswia, D., Wang, N., He, J. (2009). Black soot and the survival of Tibetan glaciers. P. Natl. Acad. Sci., 106, 22114-22118.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 197-200. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Validación del espesor óptico de aerosoles proporcionados por el satélite MODIS con los datos de AERONET en Chipre durante la campaña experimental "A-LIFE"

Velasco-Merino, C., Mateos, D., Toledano, C., González, R., Cachorro, V.E., Calle, A., de Frutos, A.M.
Grupo de Óptica Atmosférica, Dpto. de Física Teórica Atómica y Óptica, Universidad de Valladolid, España.
cristian@goa.uva.es

Resumen: El uso de satélites para el estudio del comportamiento de la atmósfera y el clima es de mucha utilidad debido a su gran resolución espacial, pero no es nada trivial la obtención de magnitudes físicas con los sensores que llevan incorporados. Es por ello que se hace necesaria la validación de dichas magnitudes físicas con instrumentación diseñada específicamente para ello. El objetivo de este trabajo es la validación de los datos de espesor óptico proporcionados por el satélite MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) a distintas resoluciones espaciales (10, 20, 50, 100, 300 y 500 km) con datos de alta calidad de la red de medidas AERONET (*Aerosol Robotic Network*). Se han usado los datos de una campaña de medidas en dos localidades chipriotas en el desarrollo del proyecto europeo A-LIFE. Los resultados obtenidos, en general, expresan una notable correlación entre los datos de MODIS y los de AERONET. En promedio, el error de sesgo medio y el error de sesgo absoluto medio presentan valores por debajo de 0,11 y 0,12, respectivamente. El error cuadrático medio también muestra valores bajos por debajo de 0,16 en ambos sitios. El índice de acuerdo entre ambas variables es muy alto, >0,95. Existe una buena relación entre los datos de MODIS y AERONET, a pesar de la complejidad del área con una gran mezcla de aerosoles de diversas fuentes.

Palabras clave: teledetección, AOD, MODIS, Cuenca del Mediterráneo.

Validation of aerosol optical depth provided by MODIS with AERONET data in Cyprus during the experimental campaign "A-LIFE"

Abstract: *The use of satellites to study the behavior of the atmosphere and climate is very useful due to its high spatial resolution, but it is not trivial to obtain physical quantities with the sensors that are incorporated. That is why it is necessary to validate them with instrumentation specifically designed for it. The objective of this work is the validation of the aerosol optical depth provided by MODIS instrument (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) at different spatial resolutions (10, 20, 50, 100, 300 and 500 km) with high quality data of AERONET (Aerosol Robotic Network). The data of a field campaign in two Cypriot localities have been used in the framework of the European project A-LIFE. The results obtained, in general, express a remarkable agreement between MODIS data and AERONET data. On average, the mean bias error and the mean absolute bias error present values below 0.11 and 0.12, respectively. The mean square error also shows low values below 0.16 at both sites. The agreement index between both variables is very high, >0.95. There is a good agreement between MODIS and AERONET data, despite the complexity of the area with mixtures of aerosols from different sources.*

Keywords: *remote sensing, AOD, MODIS, Mediterranean basin.*

1. INTRODUCCIÓN

Los aerosoles son un factor clave en el estudio de la ciencia atmosférica, ya que se considera que tiene un impacto muy relevante en el clima, la calidad del aire y la salud humana. Es también un factor clave en el balance radiativo de la Tierra mediante la dispersión / absorción de la radiación solar; es vital para el ciclo de las nubes, que actúan como núcleos de condensación; la visibilidad aérea que puede afectar el transporte o las operaciones militares, etc. (Dubovik et al., 2002).

En el presente trabajo se tratará de validar los datos de espesor óptico (AOD) a 550 nm proporcionados por el satélite MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) con los datos proporcionados por la red de medidas AERONET (*Aerosol Robotic Network*) utilizando un fotómetro solar CIMEL CE-318. La serie de datos utilizada corresponde al mes de abril de 2017, durante una campaña de medidas en Chipre, dentro del marco del proyecto europeo A-LIFE (http://a-life.at/). Se dispuso de 2 fotómetros CIMEL CE-318 en dos localidades distintas (Pafos y Limassol) separadas por tan solo 44 km pero con condiciones geográficas muy diferenciadas.

Esta zona de estudio puede considerarse una zona estratégica debido a que, en la isla de Chipre, podremos encontrar la presencia de aerosoles tanto de origen desértico (en este caso proveniente del Sahara, del desierto Arábigo, o incluso una mezcla), de origen marítimo (del mar Mediterráneo), como consecuencia de incendios en el continente y de origen antropogénico (proveniente de la contaminación y quema de combustibles en zonas de Turquía o Grecia).

En las siguientes secciones se mostrará la comparación entre los datos obtenidos por AERONET y los datos proporcionados por el satélite MODIS, así como una estadística detallada.

2. BASE DE DATOS

Este trabajo está centrado en la validación del producto de espesor óptico (AOD) proporcionado por el satélite MODIS. Para ello se han utilizado como referencia datos de nivel de máxima calidad (nivel 2.0) de la red global de medidas AERONET (Holben et al., 1998).

Los valores de AOD de MODIS están calculados a 550 nm, mientras que los valores de AOD de AERONET lo están a 440 nm o bien a 500 nm. Para reducir diferencias debido a las diferencias en las longitudes de onda, se han calculado de manera teórica (utilizando el Exponente de Ångström a 440-870 nm) los valores correspondientes de AERONET a 550 nm.

En cuanto al satélite MODIS, se ha utilizado los datos correspondientes a los de la colección 6, el algoritmo de aerosol *Dark Target* (DT) se utiliza para crear un nuevo producto de aerosol de 3 km (MYD043K). El producto MYD04_3K se basa en el mismo algoritmo y utiliza las mismas tablas de consulta que el producto de aerosol *Dark Target* estándar (R. C. Levy et al., 2012, 2013 y 2015).

Los valores de AOD durante la campaña intensiva en Abril de 2017 se registraron cada 3 minutos. Por contra, el satélite MODIS toma dos valores al día. En concreto, sobrepasa la cuenca del mediterráneo a las entre las 9:30 GMT y las 11:30 GMT, por lo que para poder comparar los valores simultáneos, Se han tomado los valores tomados por el fotómetro en el centro de la franja horaria de pasada del satélite MODIS por la cuenca del mediterráneo (10:30 GMT).

3. RESULTADOS

Las Figuras 1 y 2 muestran todas las comparaciones de los valores de AOD proporcionados por el satélite MODIS frente a los valores proporcionados por la red AERONET. Mostrando, así mismo, sus correspondientes regresiones lineales para así poder obtener una relación numérica entre ambos. También se muestra la recta unidad (1:1) para poder observar, de manera intuitiva si los valores están sobrestimados o infra estimados, y por cual de ambos.

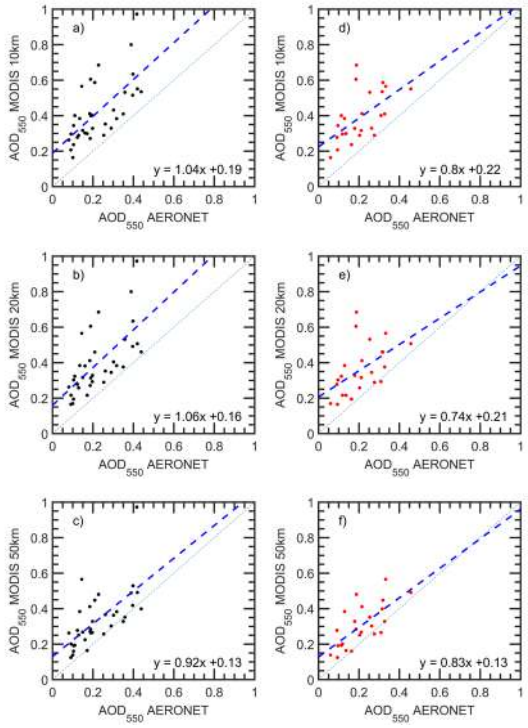


***Figura 1**. Comparativa de los valores espesor óptico (AOD) del satélite MODIS, con distintas resolucion espacial (10, 20, 50) contra los datos de la red AERONET en: a), b), c) Limassol y d), e), f) Pafos.*

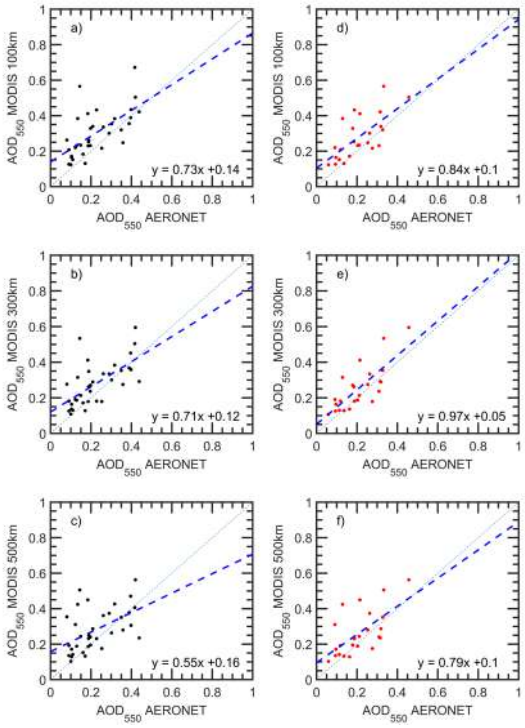


***Figura 2.** Comparativa de los valores espesor óptico (AOD) del satélite MODIS, con distintas resolucion espacial (10, 20, 50, 100, 300 y 500 km) contra los datos de la red AERONET en: a), b), c) Limassol y d), e), f) Pafos.*

Como se puede observar, existe una fuerte correlación entre los datos proporcionados por MODIS con respecto a los medidos con el fotómetro. Con valores para la pendiente de la recta, mayormente, muy cercanos a la unidad (valores de la pendiente de las rectas que relacionan ambas medidas en torno a 0,83).

A medida que disminuimos la resolución (de 10 km a 500 km), los valores se aproximan a la recta unidad por lo que podemos determinar que los datos proporcionados por MODIS tienen una fiabilidad bastante alta y se corresponden, en gran medida, con los datos desde suelo obtenidos por el fotómetro CIMEL de la red AERONET.

Los resultados estadísticos obtenidos, en general, expresan una notable correlación entre los datos de MODIS y los de AERONET. El error del sesgo medio (MBE) presenta valores entre 0,18 y 0,044 en Pafos y valores entre 0,197 y 0,054 en Limassol. El error de sesgo absoluto (MAE) también muestra valores bajos, entre 0,184 y 0,08 para el caso de Pafos y valores entre 0,197 y 0,081 para Limassol. El error cuadrático medio (RMSE) también muestra valores bajos, comprendidos entre 0,216 y 0,09 para Pafos y valores comprendidos entre 0,235 y 0,112 para Limassol. En cuando al índice de acuerdo (d) entre ambos es significativamente alto, con valores comprendidos entre 0,907 y 0,991 para el caso de Pafos y valores comprendidos entre 0,907 y 0,988 para el caso de Limassol.

Estos datos estadísticos indican una buena relación entre los datos de MODIS y AERONET, teniendo en cuenta que, para este trabajo, solo disponemos de 35 y 24 valores para las ciudades de Pafos y Limassol, respectivamente.

Tabla 1*.Variables estadísticas (MBE, MAE, RMSE, d y R, ver texto) para cada una de las resoluciones espaciales (10, 20, 50, 100, 300 y 500 km) en las ciudades de Pafos y Limassol. Cálculo de parámetros estadísticos basados en Willmot (1982).*

Site	Resolución	n	MBE	RMSE	MAE	d	R
Pafos	10 km	35	-0.184	0.216	0.184	0.907	0.574
	20 km	35	-0.152	0.194	0.153	0.929	0.520
	50 km	35	-0.093	0.127	0.098	0.967	0.693
	100 km	35	-0.07	0.113	0.083	0.979	0.686
	300 km	35	-0.044	0.09	0.067	0.991	0.768
	500 km	35	-0.052	0.11	0.08	0.988	0.632
Limassol	10 km	24	-0.197	0.235	0.197	0.907	0.671
	20 km	24	-0.174	0.218	0.174	0.922	0.663
	50 km	24	-0.113	0.164	0.117	0.96	0.656
	100 km	24	-0.078	0.128	0.093	0.978	0.640
	300 km	24	-0.054	0.112	0.081	0.988	0.648
	500 km	24	-0.057	0.126	0.089	0.987	0.510

4. CONCLUSIONES

La completa campaña experimental desarrollada dentro del proyecto europeo A-LIFE en la isla de Chipre en Abril de 2017 permite un idóneo marco para realizar una validación de datos satelitales pues puede completarse con una completa descripción de la situación en superficie.

El acuerdo entre los datos del satélite MODIS y los tomados en superficie por dos fotómetros solares de la red AERONET parece ser bueno. Se han encontrado mayores diferencias cuando la resolución del satélite baja por debajo de 50km. Menores resoluciones dan una comparación con discrepancias más aceptables. Estas diferencias encontradas pueden estar relacionadas con la toma de imágenes del satélite, así como el error asociado a la medida de ambos instrumentos. La escasa muestra temporal, 35 valores para el caso de Limassol y 24 valores en el caso de Pafos, puede dar un indicador de cómo son y evolucionan las diferencias entre ambas técnicas. Aunque necesita un periodo más amplio de estudio en una zona tan complicada como el oeste de la cuenca mediterránea para poder corroborar los resultados encontrados en este estudio.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el programa de investigación e innovación Horizon 2020 de la Unión Europea en virtud del acuerdo de subvención Nº 654109 (ACTRIS-2). También agradecemos a la Consejería de Educación de la Junta de Castilla y León por apoyar el proyecto GOA-AIRE (ref. VA100P17).

6. BIBLIOGRAFÍA

Dubovik, O., Holben, B., Eck, T.F., Smirnov, A., Kaufman, Y.J., King, M.D., Tanre, D., Slutsker, I., 2002. Variability of absorption and optical properties of key aerosol types observed in worldwide locations. J. Atmos. Sci. 59, 590–608.

Holben, B.N., Eck,, Slutsker, I., Tanré, D., Buis, J.P., Setzer, A., Vermote, E., Smirnov, A.: AERONET - A federated instrument network and data archive for aerosol characterization. Remote. Sens. Environ. 66(1), 1-16. doi: 10.1016/S0034-4257(98)00031-5, 1998.

Levy, R.C., S. Mattoo, L.A. Munchak, L.A. Remer, A.M. Sayer, F. Patadia, N.C. Hsu. (2013). The Collection 6 MODIS aerosol products over land and ocean. Atmospheric Measurement Techniques, 6, 2989–3034, 2013.

Levy, R., Hsu, C., et al., 2015. MODIS Atmosphere L2 Aerosol Product. NASA MODIS Adaptive Processing System, Goddard Space Flight Center, USA: http://dx.doi.org/10.5067/MODIS/MYD04_L2.006.

Remer, L.A., Mattoo, S., Levy, R. C., Heidinger, A., Pierce, R.B., Chin, M.: Retrieving aerosol in a cloudy environment: aerosol product availability as a function of spatial resolution, Atmospheric Measurement Techniques, 5, 1823–1840, doi:10.5194/amt-5-1823-2012, 2012

Willmott C.J. 1982. Some comments on the evaluation of model Performance, American Meteorological Society, Vol 63, No 11, 1309-1316.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 201-204. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Mejora de la resolución espacial de la Temperatura de la Superficie Terrestre del sensor SLSTR mediante imágenes VNIR de Landsat-8 y Sentinel-2

Skoković, D., Sobrino, J.A.
Unidad de Cambio Global (UCG), Image Processing Laboratory (IPL), University of Valencia (UVEG).
C\ Catedrático José Beltran 2, Paterna, 46980 Valencia, España. drazen.skokovic@uv.es

Resumen: La monitorización mediante imágenes de satélite de las zonas agrícolas para el conocimiento de sus necesidades hídricas es uno de los aspectos clave del proyecto *Real Time Soil Moisture Forecast For Smart Irrigation* (RETSIF). Una de las variables a tener en cuenta es la Temperatura de la Superficie Terrestre (TST) que está directamente relacionada con los intercambios de energía de la superficie terrestre y por ende con los intercambios de masa en forma de vapor de agua. Ya que las parcelas de cultivo en España suelen ser pequeñas – de pocos cientos de metros - se hace necesaria la aplicación de métodos de desagregado para adecuar la TST – normalmente obtenida con 1 km de resolución espacial – a una resolución adecuada a estas parcelas. Mediante el método *Nearest Neighbor Temperature Sharpening* (NNTS) y dentro del marco del proyecto RETSIF, se han obtenido mapas de TST con el sensor *Sea and Land Surface Temperature Radiometer* (SLSTR) a bordo del Sentinel-3A a una resolución espacial de 30 m de la zona agrícola de Barrax. Para ello, se han utilizado las imágenes Visible e Infrarrojo cercano (VNIR) promediadas de 15 días –generadas con Sentinel-2 y Landsat-8– como base para la aplicación del algoritmo NNTS. Los resultados han sido validados con dos estaciones fijas situadas en parcelas de diferentes tamaños. La validación de la TST muestra que el Error Cuadrático Medio (ECM) se sitúa sobre los 2,3 K para la parcela más grande (de unos 500 m de radio) y sobre los 4,5 K para la parcela pequeña (de unos 100×100 m). Si comparamos estos resultados con los que se obtendrían sin el proceso de desagregado (ECM de 2,2 K y 6 K para la parcela grande y pequeña respectivamente), en general comprobamos que los desagregado son más representativos.

Palabras clave: SLSTR, NNTS, re-escalado, TST.

Land Surface Temperature Sharpening of SLSTR sensor by combination of VNIR Landsat-8 and Sentinel-2 images

Abstract: *Satellite monitoring of agricultural areas for the knowledge of their water needs is one of the key aspects of the Real Time Soil Moisture Forecast for Smart Irrigation (RETSIF) project. One of the variables to consider is the Land Surface Temperature (LST) that is directly related to the energy exchanges of the earth's surface and therefore to the mass exchanges in the form of water vapor. Since the cultivation plots in Spain are usually small - a few hundred meters - it is necessary to apply sharpening methods to adapt the LST - normally obtained with 1 km of spatial resolution - to an adequate resolution of these plots. In the framework of the RETSIF project and through the Nearest Neighbor Temperature Sharpening (NNTS) method, LST maps were obtained with the Sea and Land Surface Temperature Radiometer (SLSTR) on-board on Sentinel-3A at a spatial resolution of 30 m. over the agricultural area of Barrax. For this, the 15-day composite Visible and Near Infrared (VNIR) images - generated with Sentinel-2 and Landsat-8 - have been used as the basis for the application of the NNTS algorithm. The results have been validated with two fixed stations located in plots of different sizes. LST validation shows that the Root Mean Square Error (RMSE) is around 2.3 K for the largest plot (radius of about 500 m) and 4.5 K for the small plot (of about 100×100 m). If we compare these results with those that would be obtained without the sharpening process (RMSE of 2.2 K and 6 K for the large and small plot respectively), we verify that these are more representative.*

Keywords: *SLSTR, NNTS, sharpening, LST.*

1. INTRODUCCIÓN

El proyecto *Real Time Soil Moisture Forecast For Smart Irrigation* (RETSIF) tiene por objetivo el desarrollo y mejora de una herramienta operativa que permita predecir en tiempo real las necesidades hídricas de los cultivos. El sistema combina el control mediante imágenes de satélite y meteorológicas con las que modeliza el balance hídrico del suelo y crecimiento de los cultivos. En particular, el control desde satélite es indispensable ya que se requiere el monitoreo continuo de la superficie agrícola para la correcta estimación de los cambios que acontecen en el terreno. Una de las variables que más cambia a lo largo de del día y mes es la Temperatura de la Superficie Terrestre (TST). Su estimación es importante, ya que es clave en los procesos de intercambio de energía entre el suelo y la atmósfera.

Las zonas agrícolas, normalmente disponen de parcelas de cultivos pequeñas, varios cientos de metros o inferiores, las cuales necesitan una alta resolución espacial de los sensores a bordo de satélites para su correcta monitorización. En el espectro visible esto no supone un gran problema, ya que con los sensores que hay actualmente en órbita (MSI/Sentinel-2, OLI/Landsat-8) se consigue un mapeo del terreno cada 5 días, lo que es suficiente para

detectar los cambios de la superficie. En el espectro infrarrojo térmico (TIR), los cambios ocurren en cuestión de minutos por lo que es necesario un tiempo de revisita alto además de una alta resolución espacial. Por ello, para la estimación de la TST, es necesaria la utilización de satélites con tiempos de revisita altos –varias veces al día– para conseguir los mejores resultados pero que tienen el hándicap de ofrecer una resolución espacial baja –alrededor de 1 km.

Una de las soluciones que se suele aplicar para la mejora de la resolución espacial en el espectro TIR es la desagregación de un píxel de baja resolución espacial (píxel grueso), normalmente la TST, a un tamaño de sub-píxel, más fino y con una resolución espacial más alta. Este proceso se realiza a través de la relación empírica entre las dos resoluciones espaciales (fina y gruesa) implicadas en el proceso (Mechri et al. 2016). Existen diferentes métodos para mejorar la resolución espacial de la TST que van desde ajustes estadísticos (Kustas et al. 2003, Jeganathan et al., 2011) hasta el análisis de componentes principales. En nuestro caso, se ha utilizado un ajuste estadístico que relaciona el NDVI y *Normalized Difference Water Index* (NDWI) con la TST mediante reglas de similitud –vecino más próximo con un espectro similares al píxel a desagrega– o por relaciones de mínimos cuadrados. Este método, llamado *Nearest Neighbor Temperature Sharpening* (NNTS) ya se utilizó en para la mejora de la resolución espacial de imágenes Landsat-8 (Skokovic, 2017) a una resolución de 30 m.

En el proyecto RETSIF, además de la obtención de mapas de evolución de la vegetación, NDWI y albedo promediado cada 15 días a una resolución espacial de 30 m, se han obtenido mapas de TST casi diarios a esa misma resolución espacial con los datos registrados por el sensor *Sea and Land Surface Temperature Radiometer* (SLSTR) a bordo del Sentinel-3A (S3A). Para saber la precisión con la que se ha realizado esta desagregación de 1 km a 30 m, en este trabajo se han validado los datos de TST obtenidos con datos *in situ* sobre la zona agrícola de Barrax, que está incluida cómo una de las zonas seleccionadas para la implementación y evaluación del proyecto RETSIF.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Método NNTS

El método se basa en la relación existente entre la TST y el NDVI-NDWI. Mientras que los modelos estadísticos estiman la TST mediante ajustes lineales a escala local, el método NNTS además tiene en cuenta las propiedades similares de los píxeles cercanos y su distancia con respecto al píxel fino que se desea estimar. Este procedimiento se utiliza sobre todo para compensar la pobre relación lineal que se produce en muchas ocasiones entre el NDVI-NDWI y la TST cuando no hay grandes variaciones de NDVI-NDWI con los píxeles vecinos.

El método se basa en la aplicación de una ventana móvil de 5×5 píxeles que se desliza por toda la imagen, cubriendo todos los píxeles gruesos que se desean desagregar. Estos se desagregan a la resolución del píxel NDVI-NDWI mediante un ajuste (si hay contraste suficiente entre los píxeles de la ventana) o mediante el promedio de la TST de alguno de los vecinos más cercanos que cumplan propiedades similares al píxel re-escalado (normalmente se aplica en ventanas con poca diferencia en las propiedades del píxel). Para más información del método, se puede consultar su funcionamiento en Skokovic, (2017) o Skokovic et al. (2017).

2.2. Sitios de validación

La zona agrícola de Barrax está localizada en 39,0°N, 2,1°W en la provincia de Albacete, y dispone de amplias y variadas parcelas de cultivo (como máximo de 1 km de extensión) que nos ofrecen un lugar con muchos contrastes ideal para validar el algoritmo (Sobrino y Skokovic, 2017)

Para la validación de los datos, se tuvieron en cuenta dos puntos de la zona que cuentan con estaciones permanentes de toma de datos de la TST. Una de las zonas está situada en una parcela circular de 1 km de diámetro que durante el año 2017 fue dividida en dos partes –con y sin cultivo– lo que redujo nuestra zona de validación a un semicírculo. La otra parcela se sitúa muy próxima a la anterior, en un área de césped rectangular que no supera las dimensiones de 90×90 m. En la figura 1 se puede observar la situación de las estaciones de Las Tiesas –zona de pivot circular– y El Cruce –zona de césped.

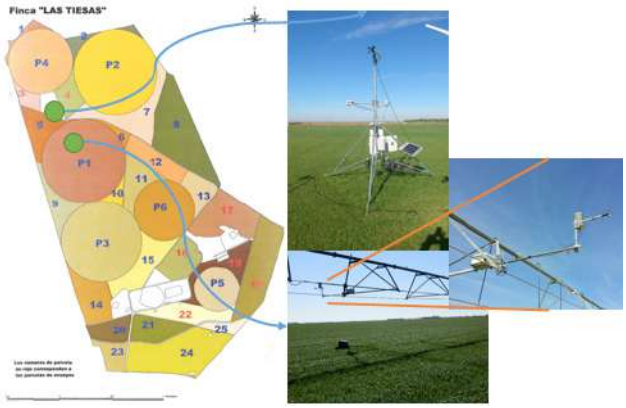


Figura 1. *Situación de las estaciones de El Cruce (zona de césped) y Las Tiesas (zona de pivot).*

En ambas estaciones hay instalado un radiómetro Campbell IR120 de banda ancha (8-14 µm) con el que se mide la TST cada 15 segundos, almacenándose su valor promedio en intervalos de 5 min.

2.3. Procesado de las imágenes

Para formar la base y establecer una evolución temporal de la zona en el espectro VNIR, se descargaron y procesaron las imágenes Landsat-8 (L8) y Sentinel-2 (S2) durante el año 2017 sobre la zona de Barrax. Con estas imágenes, previa corrección atmosférica con el programa 6S (Vermote et al., 1997), se han generado los promedios de 15 días de NDVI y NDWI, necesarios para la aplicación del algoritmo NNTS. Estas imágenes tienen una resolución espacial de 30 m, por lo que los mapas de S2 se han tenido que reajustar a la resolución del OLI/L8. Por otra parte, con las imágenes de S3A se obtuvo la TST aplicando el algoritmo *Split-Window* (Sobrino et al., 2016)

$$T_{LST} = T_i + a_0 + a_1(T_{ij}) + a_2(T_{ij})^2 + (a_3 + a_4 w)(1 - \varepsilon) + (a_5 + a_6 w)\Delta\varepsilon \quad (1)$$

donde T_{LST} es la TST, T_i y T_j son las temperaturas de brillo de los canales b7 y b8 (10,85 µm y 12,04 µm), ε es la emisividad media $\varepsilon = 0{,}5(\varepsilon_i+\varepsilon_j)$, Δε es la diferencia de emisividades ($\Delta\varepsilon = \varepsilon_i-\varepsilon_j$), *w* es el contenido atmosférico de vapor de agua total (en $g\cdot cm^{-2}$) y de a_0 hasta a_6 son los coeficientes SW determinados por simulaciones atmosféricas.

Para poder combinar las imágenes de TST, NDVI y NDWI, todas ellas se georreferenciaron a una misma cuadrícula produciendo de esta manera imágenes con las mismas coordenadas para todos los sensores implicados. Una vez alineadas todas las imágenes, se realizó el proceso de mejora de la resolución espacial mediante el algoritmo NNTS a una resolución de 30 m, lo que significa que la resolución inicial de la imagen de 1 km se ha mejorado unas 33 veces.

3. RESULTADOS

En la figura 2 se puede apreciar los resultados de validación entre la TST a 1 km (a-b) y la desagregada a 30 m (c-d) del sensor SLSTR, siendo los colores naranja y azul los valores *in situ* de las estaciones de Las Tiesas y El Cruce respectivamente. Además, se ha incluido la tabla 1, en la que se muestran las estadísticas obtenidas en la validación tanto por resolución como por estación. En total unas 135 imágenes fueron validadas, divididas entre 65 estivales (de junio a septiembre) y otras 70 del resto del año.

Analizando los resultados se puede comprobar en la tabla 1 que el método NNTS mejora los resultados de validación de la TST en la estación de El Cruce (un ECM 3 K más bajo), mientras que, en la estación de Las Tiesas, los resultados son bastante similares. Esto se debe a que la estación de El Cruce está situada en una parcela pequeña, donde la TST es diferente al resto del área, por lo que se obtienen mejores resultados de validación al desagregar el píxel aplicando el método NNTS. Esto quiere decir que el píxel de TST obtenido a 30 m mediante NNTS es más representativo de la parcela que el píxel original de 1 km. Esto lo podemos ver en el *bias* de la validación, que mediante el método NNTS este se ha reducido a casi cero mientras que seleccionando el píxel de 1 km el *bias* aumenta en valor absoluto a 4,5 K.

***Tabla 1**. Estadísticas de la validación de la TST.*

Estación	Size Pixel (m)	r^2	N	bias	Desv. estándar	ECM
				(Kelvin)		
Las Tiesas	1000	0,97	135	-0,4	2,1	2,2
	30	0,97		0,1	2,3	2,3
El Cruce	1000	0,93	140	-4,5	5,9	7,4
	30	0,88		-0,3	4,6	4,6

Sin embargo, esto no pasa en la parcela de la estación de Las Tiesas, ya que su área es mucho más grande y el píxel de 1 km –así como los píxeles obtenidos a 30 m por el método NNTS– se puede considerar representativos de la zona, en la mayoría de los casos con valores de ECM ligeramente superiores a 2 K.

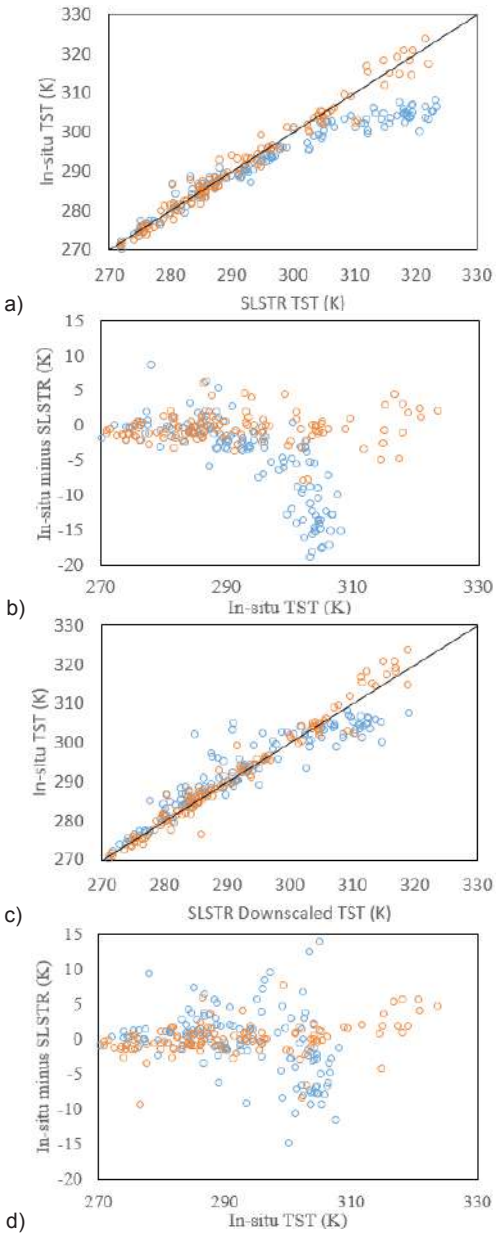


***Figura 2**. Validación de la TST para la resolución espacial: (a-b) a 1 km junto a su diferencia con los valores in situ (c-d) a 30 m aplicando el método NNTS incluyendo además su diferencia con los valores in situ. En azul, la validación para le estación de El Cruce y naranja para la estación de Las Tiesas.*

Finalmente, en la figura 3 se presenta una imagen con fecha de 21 de agosto del 2017 en la que se puede apreciar la mejora de la resolución espacial de la imagen SLSTR de 1 km a 30 m. En ella se pueden apreciar los detalles de las parcelas de los cultivos con una TST más adecuada para cada parcela.

4. CONCLUSIONES

El método NNTS ofrece una alternativa válida para el aumento de la resolución espacial de la TST, ya sea en el sensor analizado aquí (SLSTR) o en otros sensores con mayor resolución espacial, tal y como se detalla en Skoković et al, 2017. El método NNTS nos permite obtener mapas de TST detallados y más representativos de

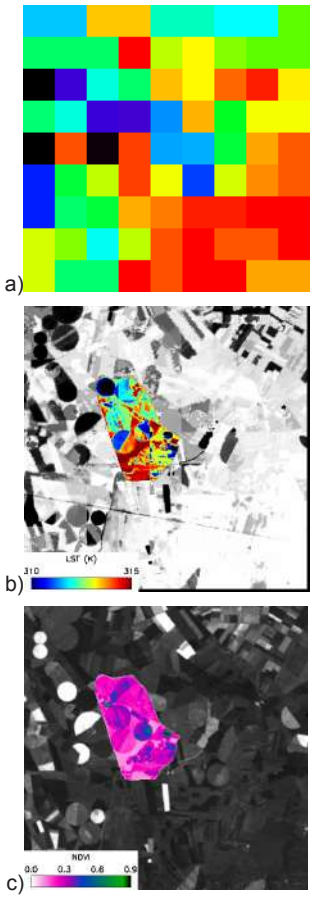


***Figura 3**. TST obtenida a una resolución espacial de a) 1 km y b) 30 m con el método NNTS. Además, se incluye una imagen del NDVI de la zona (c)*

cada parcela de la superficie terrestre, necesarios como *inputs* en el proyecto RETSIF.

La validación del método nos indica que la resolución espacial se puede mejorar a 30 m con unos resultados mucho más representativos, sobretodo en parcelas pequeñas, que los obtenidos con la resolución original del sensor SLSTR. La mejora en la estimación de la TST se produce mayoritariamente para valores superiores a 300 K, en los que las diferencias entre los datos *in situ* y los datos a 1 km llegan a valores de entre –10 y –20 K (TST *in situ* menos TST SW) mientras que al aplicar el método NNTS, estas diferencias se reducen a un intervalo de entre –5 y –10 K y algún valor positivo de hasta 10 K. Esto se puede apreciar en el *bias* obtenido, que se reduce a valores cercanos a cero en la estación de El Cruce. Para zonas más amplias, no hay una variación significativa del ECM, por lo que podemos concluir que el modelo no cambia en gran medida la TST de las grandes parcelas de la imagen.

5. BIBLIOGRAFÍA

Jeganathan, C., Hamm, N.A.S., Mukherjee, S., Atkinson, P.M., Raju, P.L.N., Dadhwal, V.K. (2011) "Evaluating a thermal image sharpening model over a mixed agricultural landscape in India" International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, vol. 13, pp. 178–191.

Kustas, W.P., Norman, J.M., Anderson, M.C., French, A.N. (2003) "Estimating subpixel surface temperatures and energy fluxes from the vegetation indexradiometric temperature relationship" Remote Sens. Environ., vol. 85, pp. 429–440.

Mechri, R., Ottlé, C., Pannekoucke, O., Kallel, A., Maignan, F., Courault, D., Trigo, I. F. (2016) "Downscaling Meteosat Land Surface Temperature over a Heterogeneous Landscape Using a Data Assimilation Approach" Remote Sens., vol. 8, pp. 586-604.

Skokovic, D. 2017. Calibration and Validation of Thermal Infrared Remote Sensing Sensors and Land/Sea Surface Temperature algorithms over the Iberian Peninsula. MSc Thesis, University of Valencia, Valencia, ES. 42 pp.

Skoković, D., Sobrino, J.A., Jiménez-Muñoz, J.C., Sòria, G., Julien, Y., Gomis-Cebolla J. 2017. Mejora de la resolución espacial de la Temperatura de la Superficie Terrestre mediante el método de re-escalado Nearest Neighbour Temperature Sharpening, pp. 427-430. In Teledetección: Nuevas plataformas y sensores de teledetección. XVII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Manuel Erena.

Sobrino, J.A., Jiménez-Muñoz, J.C., Sòria, G., Ruescas, A.B., Danne, O., Brockmann, C., Ghent, D., Remedios, J., North, P., Merchant, C., Berger, M., Mathieu, P.P., Göttsche, F.-M. (2016). "Synergistic use of MERIS and AATSR as a proxy for estimating Land Surface Temperature from Sentinel-3 data", Remote Sensing of Environment vol. 179, pp. 149–161.

Sobrino, J.A., Skokovic, D (2016) "Permanent stations for calibration/validation of thermal sensors over Spain", Data, vol. 1(2), pp 10

Vermote, E.F., Tanré, D., Deuzé, J.L., Herman, M., Morcrette, J.-J. (1997) "Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: An Overview" IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, Vol. 35, No. 3, p. 675-686.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 205-208. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Medida de las Concentraciones de Gases de Efecto Invernadero en Madrid (MEGEI-MAD)

García, O.[(1)], Sepúlveda, E.[(1)], Morgui, J.A.[(2)], Frey, M.[(3)], Schneider, C.[(4)], Curcoll, R.[(2)], Estruch, C.[(2)], Ramos, R.[(1)], Torres, C.[(1)], León, S.[(1)], Hase, F.[(3)], Butz, A.[(4)], Toledano, C.[(5)], Cuevas, E.[(1)], Blumenstock, T.[(3)], Pérez, C.[(6)], Guevara, M.[(6)], Jorba, O.[(6)], Marrero, C.[(1)], Bustos, J.J.[(1)], López-Solano, J.[(1)], Romero-Campos, P.M.[(1)]

[(1)] Centro de Investigación Atmosférica de Izaña (CIAI), Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), Santa Cruz de Tenerife, España. ogarciar@aemet.es

[(2)] Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA)- Autonomous University of Barcelona, España.

[(3)] Instituto de Tecnología de Karslruhe, Karlsruhe, Alemania.

[(4)] University of Heidelberg (UH), Alemania.

[(5)] Grupo de Óptica Atmosférica, Universidad de Valladolid, España.

[(6)] Centro de Supercomputación de Barcelona, España.

Resumen: Las áreas urbanas concentran actualmente el 50% de las emisiones globales de Gases de Efecto Invernadero (GEIs). Este porcentaje está aumentando, ya que la población mundial cada vez más se concentra en las áreas urbanas, y se estima que pase del 50% hoy en día al 70% en 2050. Consecuentemente, las medidas de las emisiones urbanas de GEIs, a escalas temporales y espaciales pequeñas, son cruciales para diseñar políticas efectivas de control y mitigación de los GEIs. En este contexto, este trabajo presenta el proyecto MEGEI-MAD (Medida de las Concentraciones de Gases de Efecto Invernadero en Madrid), que es la primera iniciativa española para la monitorización de las emisiones de GEIs en ambientes urbanos. En particular, MEGEI-MAD tiene como objetivo la caracterización completa de las emisiones urbanas de dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4), en Madrid, la ciudad más densamente poblada de España. Este objetivo central fue abordado con una campaña de medidas llevada a cabo entre el 16 de Septiembre y el 9 de Octubre de 2018 en la zona metropolitana de Madrid, donde las observaciones de CO_2 y CH_4 en la columna total atmosférica fueron medidas simultáneamente con observaciones *in situ* a nivel de superficie.

Palabras clave: gases de efecto invernadero, dióxido de carbono, metano, MEGEI-MAD, FTIR.

Monitoring of the Greenhouse Gases Concentrations in Madrid (MEGEI-MAD)

Abstract: *Urban areas currently contribute over 50% of the global emissions of Greenhouse Gases (GHGs). This percentage is growing since worldwide population is increasingly concentrating in the urban areas, going from over 50% nowadays to 70% by 2050. Consequently, monitoring urban GHGs emissions at small temporal and spatial scales is crucial to design effective GHGs control and mitigation policies. In this context, this work gives an overview of the project MEGEI-MAD (Monitoring of the Greenhouse Gases Concentrations in Madrid), which is the first Spanish initiative to monitor GHGs emissions in urban environments. Particularly, MEGEI-MAD aims to comprehensively characterize the urban emissions of carbon dioxide (CO_2) and methane (CH_4) of Madrid, the highest population density city in Spain. This core objective was reached by a field campaign carried out between 16th September-9th October 2018 in the Madrid Metropolitan area, where CO_2 and CH_4 total column amounts observations have been measured simultaneously with ground-level records.*

Keywords: *greenhouse gases, carbon dioxide, methane, MEGEI-MAD, FTIR.*

1. INTRODUCCIÓN

Múltiples evidencias en el sistema Tierra-atmósfera indican que el cambio climático es ya una realidad, y los gases de efecto invernadero (GEIs) tienen un papel crucial, como uno de los principales motores de este cambio (Stocker et al., 2013). La identificación y cuantificación de las fuentes/sumideros de GEIs, así como una mejor comprensión de los complejos procesos de retroalimentación climática son, por lo tanto, unos de los principales desafíos de la investigación atmosférica actual.

Esto es especialmente crítico para las zonas urbanas, ya que, por una parte, son particularmente vulnerables a la contaminación del aire, los fenómenos meteorológicos extremos y los efectos del cambio climático (OMM, 2018). Pero, por otra parte, las áreas urbanas son uno de los grandes focos de emisión de GEIs: actualmente concentran el 70% de las emisiones de CO_2 y hasta un 50% de las emisiones globales de GEIs (Stocker et al., 2013). Además, esta situación se prevé que empeoré en un futuro cercano, ya que los ambientes urbanos se estima que concentren el 70% de la población mundial en 2050 frente al 50% actual (OMM, 2018). Por tanto, el papel de las ciudades es clave en este escenario de cambio climático, desarrollando políticas efectivas de control y reducción de las emisiones de GEIs, así como políticas de mitigación adecuadas. No obstante, para diseñar estas políticas es indispensable disponer de medidas experimentales de las concentraciones (y flujos de emisión) de GEIs en las áreas urbanos.

Con esta idea nace el proyecto MEGEI-MAD para la medida de las concentraciones atmosféricas de dos de los principales GEIs, dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4), en la zona metropolitana de Madrid (España). Para ello, se combinan las medidas en la columna atmosférica obtenidas de espectrómetros de infrarrojo por Transformada de Fourier (FTIR) EM27/SUN (Frey et al., 2019), con medidas *in situ* superficiales (Morgui et al., 2013) y con simulaciones del modelo de emisión HERMES v3.0 (Guevara et al., 2018). Durante MEGEI-MAD también se tomaron medidas de las propiedades ópticas de aerosoles, empleando fotómetros CIMEL (Toledano et al., 2018). La idea final del proyecto es combinar las diversas técnicas para conseguir una caracterización completa de las emisiones antrópicas de GEIs y partículas de Madrid. Si bien, este trabajo se centra solo en la presentación del proyecto MEGEI-MAD y de las observaciones de columna e *in situ* de GEIs tomadas durante la campaña de medida.

MEGEI-MAD es coordinado por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), pero participan diversas instituciones europeas y nacionales: Instituto de Tecnología de Karlsruhe (KIT, Alemania), Universidad de Heidelberg (Alemania), Universidad Autónoma de Barcelona, Universidad de Valladolid y el Centro Nacional de Supercomputación en Barcelona.

2. METODOLOGÍA

2.1. Medidas en Columna

Las medidas en la columna atmosférica de CO_2 y CH_4 fueron adquiridas con espectrómetros FTIR Bruker EM27/SUN, pertenecientes a la red COCCON (Frey et al., 2019). Este espectrómetro, basado en un interferómetro RockSolid™, adquiere espectros de absorción solar en la región del infrarrojo cercano desde 5000 a 11000 cm^{-1} con una resolución spectral de 0,5 cm^{-1}. Estos espectros de absorción son analizados mediante el algoritmo de inversión PROFFIT v9.6 (Frey et al., 2019 y referencias ahí), obteniéndose las columnas totales de diferentes gases traza (O_2, CO_2, CH_4, CO, y H_2O).

Para comparar las medidas de los diferentes EM27/SUN es necesario realizar una primera fase de intercomparación. De esta manera, se descartan posibles problemas instrumentales, se analiza la estabilidad temporal de los diferentes instrumentos, y se establecen los factores de calibración entre los mismos. Esta corrección es fundamental para poder asignar la variabilidad observada en las medidas a causas reales y no a factores instrumentales. Esta fase de intercomparación se realizó en la sede central de AEMET durante los días 17-19 Septiembre y 8-9 de Octubre (Figura 1). Los factores de calibración obtenidos entre los 5 EM27/SUN empleados durante MEGEI-MAD variaron entre 0,9992-1,0007 para CH_4 y entre 0,9998-1,0001 para CO_2, lo que supone una diferencia entre instrumentos del 0,08% y del 0,02% para el CH_4 y CO_2, respectivamente.

Combinando las medidas de varios espectrómetros EM27/SUN se puede obtener información de los flujos de emisión (y emisiones totales) de una región fuente. Para ello, empleamos el método del "balance de masas" (Viatte et al., 2017), y situamos la instrumentación perimetrando



Figura 1. *Intercomparación de la instrumentación de la campaña MEGEI-MAD (espectrómetros EM27/SUN y fotómetros CIMEL) en la sede central de AEMET.*

la región fuente (zona metropolitana de Madrid), y en la dirección de los vientos predominantes regionales. De esta forma, las medidas a barlovento de Madrid, antes de que la masa de aire llegue a la ciudad, serán la referencia limpia, mientras que las observaciones a sotavento, cuando la masa de aire ya haya atravesado Madrid, arrastrarán consigo las emisiones antrópicas de GEIs de la ciudad. La figura 2 muestra la configuración de cinco estaciones seleccionadas, las cuales son instalaciones cedidas por la AEMET, el aeropuerto Cuatro Vientos, el Colegio Tres Olivos y el Colegio José de Echegaray. Desde estas cinco estaciones se tomaron medidas simultáneas desde el orto al ocaso desde el 24 de Septiembre al 7 de octubre (fase de campaña).

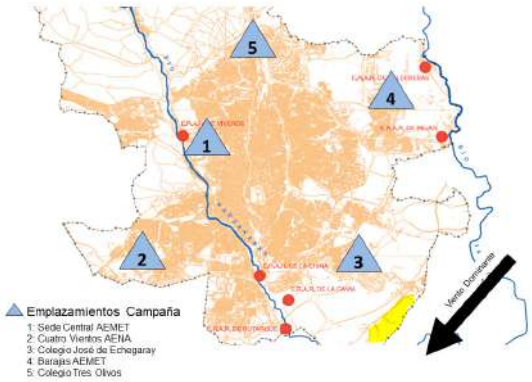


Figura 2*. Emplazamientos donde se instaló la instrumentación fija y dirección del viento predominante regional.*

2.2. Medidas Superficiales

Las medidas en columna se complementaron con observaciones recogidas con analizadores superficiales de CO_2 y CH_4 de alta precisión en una estación fija (sede central de AEMET, Estación 1 en la figura 2) y móviles a lo largo de la autopista de circunvalación M-40, la cual perimetra la zona metropolitana de Madrid.

En el primer caso, se empleó un analizar LGR que adquirió de forma continua durante las dos semanas de la campaña, mientras que las medidas móviles se realizaron en dos transeptos diarios por la M-40 (sentido antihorario) entre las 08-10 y 14-16 UTC a una velocidad constante de 60 km/h, con un analizador Picarro G-2301-m, a 1 Hz

de frecuencia de adquisición. Ambos instrumentos fueron calibrados diariamente frente a dos estándares, los cuales a su vez estaban referenciados frente estándares NOAA (*National Ocean and Atmospheric Administration*).

Estas medidas superficiales urbanas se complementan con las medidas de fondo regional de CO_2 y CH_4, que se adquieren rutinariamente en el contexto de la red ClimaDat (Morgui et al., 2013).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La figura 3 muestra un ejemplo típico de las observaciones de CO_2 y CH_4 registradas por las cinco estaciones EM27/SUN y las adquiridas a nivel de superficie a lo largo de la autopista M-40. Este ejemplo corresponde al 29/09/2018, cuando existe una situación anticiclónica de estancamiento sobre la ciudad de Madrid con un flujo del SE débil. Como se observa, ambas técnicas capturan consistentemente la pluma de CH_4, originada en el SE de la ciudad, y que se traslada hacia el NW a lo largo del día. Se identifica así una fuente puntual de CH_4 asociado probablemente al tratamiento y gestión de residuos urbanos, como recoge el PRTR (Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes). En el caso del CO_2, las concentraciones observadas son homogéneas espacialmente y no se detecta ninguna fuente puntual significativa. La zona metropolitana de Madrid, en este caso, se comporta como una fuente difusa de CO_2, estando las emisiones de este GEI principalmente asociadas al tráfico rodado y a las zonas residenciales, comerciales e institucionales (Ayuntamiento de Madrid, 2018).

La combinanción de técnicas de medida propuesta en MEGEI-MAD demuestra así tener un gran potencial para realizar una caracterización completa de las emisiones urbanas. Mientras que las medidas en columna proporcionan una imagen regional de las emisiones, no estando por tanto afectadas por fuentes muy locales, las medidas superficiales pueden detectar fuentes secundarias no observadas en las medidas en columna. Los resultados de esta campaña piloto suponen, por tanto, un importante avance en la medida de las emisiones reales de gases de efecto invernadero en ambientes urbanos, ya que en la actualidad se trabaja con datos estimados recogidos en los correspondientes inventarios de emisiones (e.j. Ayuntamiento de Madrid, 2018).

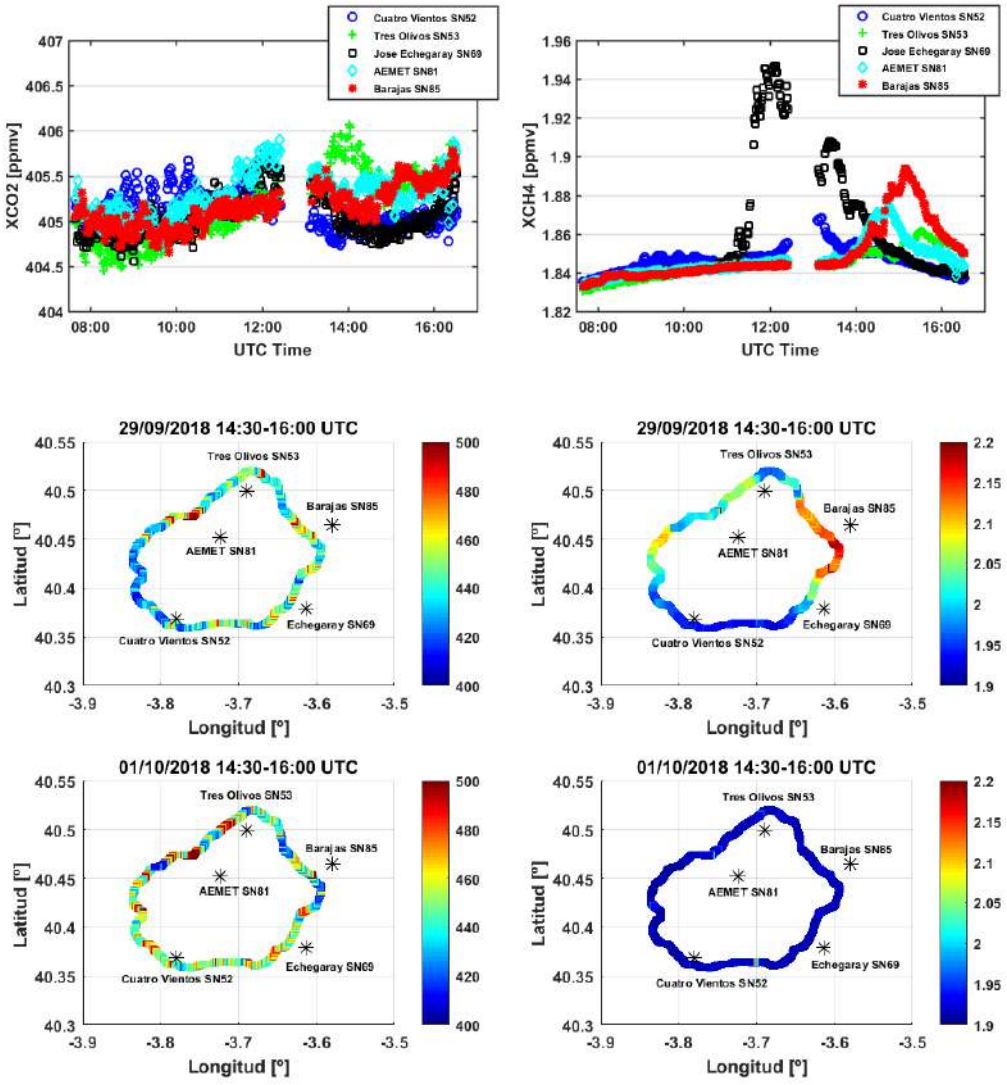


Figura 3. *Panel superior: Medidas de XCO_2 y XCH_4 obtenidas con espectrómetros EM27/SUN en las cinco estaciones de la campaña para el 29/09/2018. Panel inferior: Medidas in situ tomadas en la autopista de circunvalación M-40 entre las 14:30-16:00 UTC del mismo día.*

4. BIBLIOGRAFÍA

Ayuntamiento de Madrid, 2018. Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero del municipio de Madrid 2015.

Guevara, M., Tena, C., Porquet, M., Jorba, O., Pérez García-Pando, C., 2019. HERMESv3, a stand-alone multiscale atmospheric emission modelling framework – Part 1: global and regional module, Geosci. Model Dev. Discuss., https://doi.org/10.5194/gmd-2018-324, in review.

Frey, M., Sha, M.K., Hase, F., Kiel, M., Blumenstock, T., Harig, R., Surawicz, G., Deutscher, N.M., Shiomi, K., Franklin, J.E., Bösch, H., Chen, J., Grutter, M., Ohyama, H., Sun, Y., Butz, A., Mengistu-Tsidu, G., Ene, D., Wunch, D., Cao, Z., Garcia, O., Ramonet, M., Vogel, F., Orphal, J., 2019. Building the COllaborative Carbon Column Observing Network (COCCON): long-term stability and ensemble performance of the EM27/SUN Fourier transform spectrometer, Atmos. Meas. Tech., 12, 1513-1530, https://doi.org/10.5194/amt-12-1513-2019.

Morgui, J.A., Agueda, A., Batet, O., Curcoll, R., Ealo, M., Grossi, C., Occhipinti, P., Sánchez-García, L., Arias, R., Rodó, X., 2013. ClimaDat: A long-term network to study at different scales climatic processes and interactions between climatic compartments, EGU General Assembly, Vienna, EGU2013-10265, 7-12 Abril.

Organización Meteorológica Mundial (OMM), https://public.wmo.int/en/our-mandate/focus-areas/urban-development-megacities, 2018.

Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Tech. rep., pp 1535.

Toledano, C., González, R., Fuertes, D., Cuevas, E., Eck, T.F., Kazadzis, S., Kouremeti, N., Gröbner, J., Goloub, P., Blarel, L., Román, R., Barreto, Á., Berjón, A., Holben, B.N., Cachorro, V. E., 2018. Assessment of Sun photometer Langley calibration at the high-elevation sites Mauna Loa and Izaña, Atmos. Chem. Phys., 18, 14555-14567, https://doi.org/10.5194/acp-18-14555-2018.

Viatte, C., Lauvaux, T., Hedelius, J.K., Parker, H., Chen, J., Jones, T., Franklin, J.E., Deng, A.J., Gaudet, B., Verhulst, K., Duren, R., Wunch, D., Roehl, C., Dubey, M.K., Wofsy, S., Wennberg, P.O., 2017. Methane emissions from dairies in the Los Angeles Basin, Atmos. Chem. Phys., 17, 7509-7528, https://doi.org/10.5194/acp-17-7509-2017.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 209-212. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Evaluación de los productos de radiación solar incidente de satélites del CM SAF en la Península Ibérica durante el periodo 1985-2015

Montero-Martín, J., Antón, M., Vaquero-Martínez, J., Sánchez-Lorenzo, A.
Universidad de Extremadura, Facultad de Ciencias, 06017, Badajoz, España. montero@unex.es

Resumen: La finalidad de este trabajo consiste en analizar la calidad y precisión en la estimación de la radiación solar de onda corta entrante en superficie (SIS) por parte de dos conjuntos de datos de satélites (CLARA-A2 y SARAH-2), procedentes del CM SAF ("EUMETSAT *Satellite Application on Climate Monitoring*"). Para conseguir este objetivo, se han usado como referencia medidas de superficie de SIS registradas en 12 estaciones de la Península Ibérica durante el periodo 1985-2015. Principalmente, se han evaluado los dos conjuntos de datos de satélite con las mediciones del SIS en superficie en las 12 localizaciones de estudio, demostrándose una buena correlación (R=0,83 en SARAH-2 y R=0,80 en CLARA-A2). En cuanto al análisis estacional se ha deducido que en todas las estaciones existe una correcta correlación, aunque en primavera la relación entre los satélites y los datos terrestres (R=0,86 para SARAH-2 y R=0,83 para CLARA-A2) es mejor que en otras estaciones, especialmente en verano, donde la calidad de la estimación es peor. Finalmente, cabe mencionar que a pesar de que ambos satélites tienen alto grado de correlación, en CLARA-A2 no es tan buena como SARAH-2, lo cual va en línea con demás parámetros estadísticos como el error absoluto medio (MAE) o el error cuadrático medio (RMSE), siendo más bajos en SARAH-2 que en CLARA-A2.

Palabras clave: validación, CM SAF, radiación solar, Península Ibérica, correlación.

Assessment of CM SAF satellite-based products of incoming solar radiation over the Iberian Peninsula during the period 1985-2015

Abstract: *The aim of this work is to analyse the quality of the Surface Incoming Shortwave Solar Radiation (SIS) derived from two satellite-derived datasets (CLARA-A2 and SARAH-2) from the EUMETSAT Satellite Application on Climate Monitoring (CM SAF). In order to achieve this goal, reference ground-based SIS measurements recorded at 12 stations over the Iberian Peninsula for the period 1985-2015 are used in this study. Firstly, the two satellite datasets have been compared against ground-based SIS measurements at 12 surface sites, showing a good agreement (R=0.83 in SARAH-2 and R=0.80 in CLARA-A2). It has been deduced from the seasonal analysis that although there is a high level of correlation in all seasons, in spring the relationship between satellites and ground-based data (R=0.86 in SARAH-2 and R=0.83 in CLARA-A2) is better than in other seasons, especially in summer, where the quality of the estimation is worse. Finally, it is worth to mention that although both satellites have a high degree of correlation, CLARA-A2 is not as good as SARAH-2, which is in line with other statistical parameters such as the mean absolute error (MAE) or the root mean square error (RMSE), where they have lower values in SARAH-2 than in CLARA-A2.*

Keywords: *validation, CM SAF, solar radiation, Iberian Peninsula, correlation.*

1. INTRODUCCIÓN

La radiación solar es una variable climática crucial para comprender todos los cambios en el sistema Tierra-atmósfera (Hartmann et al., 1986; Ohmura y Gilgen, 1993; Wild et al., 2015). Por lo tanto, es prioritario analizar las variaciones temporales de la radiación solar superficial entrante (Sánchez-Lorenzo et al., 2015; Wild, 2016).

Varios estudios han examinado los cambios globales en la radiación solar de superficie (Stanhill y Cohen, 2001; Wild, 2009), que han reportado una disminución generalizada de alrededor de 3-9 W/m^2 ("dimming") desde los años 50 hasta los años 80 y un aumento global de alrededor de 1-4 W/m^2 ("brightening") desde los años 80 hasta ahora.

Sin embargo, las variaciones globales en la radiación solar superficial todavía tienen incertidumbres debido a la falta de estaciones en regiones particulares de la Tierra (Wild, 2016), entre otros factores. Una alternativa que intenta resolver estas incertidumbres es el uso de productos de satélites. Los productos climáticos por satélite CM SAF han sido validados utilizando datos en superficie (Müller et al., 2015; Urraca et al., 2017a,b) y se han usado para estimar las tendencias de la radiación solar superficial en Europa desde los años 80 (Pfeifroth et al., 2018a,b).

En este contexto, y siguiendo la misma línea que otros estudios, el presente trabajo evalúa la consistencia y precisión de dos registros de datos climáticos CM SAF frente a mediciones en tierra centradas exclusivamente en 12 estaciones ubicadas a lo largo de la Península Ibérica en el período 1985-2015, de forma que así sea posible comprobar la calidad de los productos de satélites frente a las mediciones realizadas en superficie de radiación solar en una zona específica sin analizar individualmente.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Datos usados

Los datos utilizados en este estudio provienen de dos fuentes diferentes. Por un lado, se utilizan dos registros de datos climáticos del CM SAF, los cuales son CLARA-A2 (satélite polar), y SARAH-2 (satélite geoestacionario)

En ambos productos, la resolución escogida ha sido de 0,25°×0,25°, puesto que ésta es la mejor resolución posible en CLARA-A2. Por otro lado, para la comparación y validación de los conjuntos de datos del CM SAF, se han usado como fuente las mediciones en superficie de radiación solar terrestre, proporcionada por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET).

2.2. Metodología

Puesto que el objetivo es realizar un análisis de las variaciones a largo plazo de la radiación solar de onda corta incidente en superficie (SIS) entre satélites y mediciones en superficie, en este artículo se han usado anomalías mensuales desestacionalizadas de radiación solar en $W \cdot m^2$.

Para cuantificar la comparación de los dos conjuntos de datos de satélite con las mediciones de SIS en tierra, se realiza una regresión lineal entre las anomalías mensuales del SIS proporcionadas por los datos basados en tierra y las derivadas de los conjuntos de datos de los satélites. En este análisis se evalúan las pendientes de las líneas de regresión (SLOPE), los coeficientes de determinación (R) y los errores cuadráticos medios (RMSE). Además se han calculado algunos indicadores estadísticos, como, por un lado, el error de sesgo medio (MBE), el cual nos da una medida de la sobreestimación o subestimación global de los productos satelitales (A_{sat}) frente al conjunto de datos basados en tierra (A_{ref}). Se define en Ecuación 1.

$$MBE = \frac{1}{N}\sum_{i,j}\left(A_{Sat}^{i,j} - A_{Ref}^{i,j}\right) \quad (1)$$

donde el superíndice i denota el año (de 1985 a 2015) y el superíndice j denota el mes (de 1 a 12).

Por otro lado, se ha hallado el error absoluto medio (MAE), definido en la ecuación 2, que muestra la magnitud media de error entre los productos de satélite y las mediciones en tierra, sin tener en cuenta las direcciones de los errores.

$$MABE = \frac{1}{N}\sum_{i}\left|A_{Sat}^{i,j} - A_{Ref}^{i,j}\right| \quad (2)$$

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En primer lugar, se muestran las regresiones lineales entre las anomalías mensuales del SIS de datos basados en tierra y de satélites (Figura 1).

De las regresiones se aprecia una buena concordancia en la correlación (R~0,8) pero con un alto grado de dispersión (RMSE~9 W/m^2). Además, ambos satélites tienden a subestimar las anomalías positivas del SIS en tierra, mientras que sobreestiman claramente las negativas. Este comportamiento produce un equilibrio, lo que da lugar a un MBE anual en torno a cero para ambos productos de satélite (Tabla 1).

Estacionalmente, se observa además de la Tabla 1 que la correlación entre los dos productos de satélite y las anomalías de SIS en tierra es significativamente alta, con coeficientes de correlación superiores a 0,75 para todas las estaciones. El MABE presenta los valores más bajos en invierno (4,4 y 5,0 W/m^2 para SARAH-2 y CLARA-A2, respectivamente), mientras que los valores más altos se encuentran en verano (8,9 y 9,2 W/m^2 para SARAH-2 y CLARA-A2, respectivamente). Por el contrario, cuando se utilizan anomalías relativas para calcular el MABE, los valores más bajos se encuentran en verano (3,5 y 3,6 puntos porcentuales para SARAH-2 y CLARA-A2, respectivamente), y los más altos en invierno (5,4 y 6,1 puntos porcentuales para SARAH-2 y CLARA-A2, respectivamente). También es destacable el buen MABE obtenido en primavera con valores de 3,5 y 4,1 puntos porcentuales

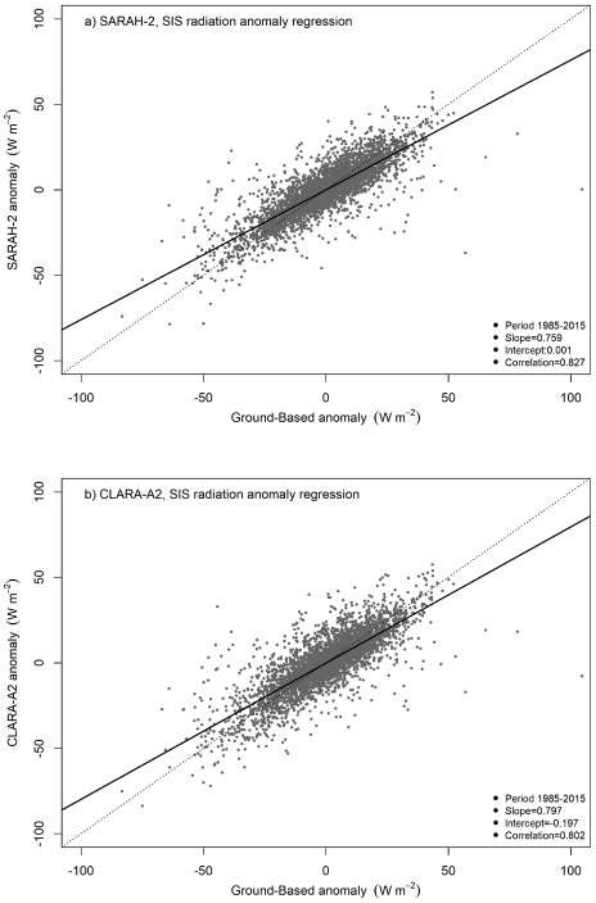


***Figura 1**. Regresión de las anomalías mensuales de SIS (W/m^2) de a) SARAH-2 y b) CLARA-A2 frente a mediciones en superficie, incluyendo la pendiente, ordenada en el origen y coeficiente de correlación de la línea de regresión (línea negra continua). La línea discontinua representa una regresión lineal con pendiente 1 y ordenada en origen 0.*

***Tabla 1**. Indicadores estadísticos (MBE, MAE, RMSE, SLOPE y R) entre el conjunto de datos de satélite y superficie en cada estación durante el período 1985-2015.*

	SATELLITE *vs* GROUND-BASED	ANNUAL	MAM	JJA	SON	DJF
MBE (W/m^2)	SARAH-2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	CLARA-A2	-0,2	-0,1	-0,1	-0,3	-0,6
MAE (W/m^2)	SARAH-2	6,4	6,9	8,9	5,5	4,4
	CLARA-A2	7,3	8,3	9,2	6,5	5,0
RMSE (W/m^2)	SARAH-2	8,5	9,8	10,2	7,1	6,0
	CLARA-A2	9,9	11,5	11,6	8,4	6,9
SLOPE	SARAH-2	0,76	0,80	0,69	0,78	0,77
	CLARA-A2	0,80	0,82	0,76	0,78	0,82
R	SARAH-2	0,83	0,86	0,77	0,83	0,83
	CLARA-A2	0,80	0,83	0,77	0,80	0,82

para SARAH-2 y CLARA-A2, respectivamente. Estos resultados sugieren una mejor concordancia entre las anomalías satelitales y terrestres durante los períodos de mayor estabilidad del cielo, como el verano y la mayor parte de la primavera en la Península Ibérica.

Analizados los parámetros estadísticos, para visualizar con qué fidelidad estiman los satélites los valores de radiación solar incidente en superficie con respecto a las propias mediciones en superficie, se han representado las series temporales promedio de las 12 localizaciones durante el periodo 1985-2015, las cuales se recogen en la figura 2. Puede observarse que la serie temporal anual del SIS en superficie muestra un ligero aumento entre 1985 y 1996, seguido de un fuerte aumento hacia finales de los años noventa. Desde principios de la década de 2000 hasta 2015 se ha producido otro marcado aumento, que se traduce en una importante tendencia lineal positiva durante todo el período de estudio 1985-2015 de +4,4±1,3 Wm^{-2} por década (+2,6±0,8% por década). Este resultado concuerda con las tendencias del SIS en la Península Ibérica desde los años ochenta (Sánchez-Lorenzo et al., 2013; Wild, 2009), así como con el aumento de la duración del sol en el período 1980-2000 reportado por Sánchez-Lorenzo et al. (2007).

También puede observarse un aumento en las series temporales anuales de los satélites (CLARA-A2 y SARAH-2) en el período 1985-2015, con un buen acuerdo año tras año con las series temporales terrestres. En general, el aumento de las series temporales de satélites en todo el período da lugar a una tendencia lineal positiva con significación estadística, pero sustancialmente inferior a las tendencias dadas por las mediciones en tierra, con valores de +1,9±1,2 W/m^2 por década (+0,8±0,7% por década) para SARAH-2 y +1,5±1,1 W/m^2 por década (+0,9±0,8% por década) para CLARA-2. Esta subestimación en la tendencia podría estar relacionado con el período 2005-2015 (véase la figura 2), en el que las series temporales de los satélites muestran un aumento notablemente menor que las series temporales terrestres.

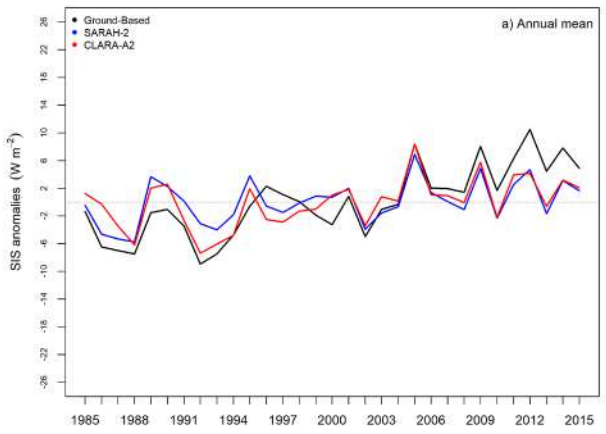


***Figura 2**. Serie promedio anual de anomalías de SIS (1985-2015) de las 12 estaciones.*

En cuanto a la evolución estacional de las anomalías de SIS medidas en superficie (no mostradas), resultan en tendencias lineales positivas significativas con valores entre +7,0±2,9 Wm^{-2} por década (+2,6±1,0% por década) en verano y +2,8±1,9 Wm^{-2} por década (+2,7±1,9% por década) en invierno. Las series de primavera y verano presentan un comportamiento similar al de las series anuales, con una mayor variabilidad interanual que las series de otoño e invierno.

Esas variaciones estacionales también se registran en las dos series cronológicas de los satélites. Tanto SARAH-2 como CLARA-A2 presentan un alto nivel de acuerdo con las series de superficie en todas las estaciones. Sin embargo, igualmente se da una subestimación de las tendencias de SIS con respecto a las tendencias lineales de superficie. Este resultado puede estar relacionado con el hecho de que los satélites reproducen anomalías SIS más débiles durante el período 2005-2015, especialmente en verano y otoño, épocas en las que no se han registrado tendencias de nubosidad en la Península Ibérica, y, por tanto, los satélites no muestran un aumento tan brusco de la radiación solar como lo hacen los datos terrestres, lo cual parece ser coherente ya que los satélites no tienen en cuenta las variaciones de los aerosoles. Por el contrario, es interesante mencionar además que en primavera e invierno el acuerdo entre satélites y medidas de superficie es mejor, precisamente cuando los efectos de nubosidad son más relevantes que los de aerosoles. Por tanto, un posible motivo del desacuerdo estacional puede ser precisamente el tratamiento de los satélites respecto a los aerosoles.

4. CONCLUSIONES

Una vez realizada la validación de los productos de satélite de SIS CLARA-A2 y SARAH-2 con los datos medidos en superficie de AEMET en la Península Ibérica durante el período 1985-2015, se pueden extraer algunas conclusiones pertinentes.

Se ha encontrado que las series temporales de anomalías en satélites tienen un grado relativamente alto de correlación con las series de anomalías basadas en tierra, pero se ha informado de un notable sesgo en todos los lugares, resultando en un MABE ligeramente elevado.

Además, se ha obtenido un aumento generalizado de SIS en la Península Ibérica entre 1985 y 2015, aunque las tendencias de los satélites subestiman claramente estas tendencias en tierra, lo que está en consonancia con otros estudios en Europa.

5. BIBLIOGRAFÍA

Hartmann, D.L., Ramanathan, V., Berroir, A., Hunt, G.E., 1986. Earth Radiation Budget data and climate research. Reviews of Geophysics 24, 439. https://doi.org/10.1029/RG024i002p00439

Müller, R., Pfeifroth, U., Träger-Chatterjee, C., Trentmann, J., Cremer, R., 2015. Digging the METEOSAT Treasure-3 Decades of Solar Surface Radiation. Remote Sensing 7, 8067-8101. https://doi.org/10.3390/rs70608067

Ohmura, A., Gilgen, H., 1993. Re-Evaluation of the Global Energy Balance, in: McBean, G.A., Hantel, M. (Eds.), Geophysical Monograph Series. American Geophysical Union, Washington, D. C., pp. 93-110. https://doi.org/10.1029/GM075p0093

Parding, K.M., Liepert, B.G., Hinkelman, L.M., Ackerman, T.P., Dagestad, K.-F., Olseth, J.A., 2016. Influence of Synoptic Weather Patterns on Solar Irradiance Variability in Northern Europe. Journal of Climate 29, 4229-4250. https://doi.org/10.1175/JCLI-D-15-0476.1

Pfeifroth, U., Bojanowski, J.S., Clerbaux, N., Manara, V., Sanchez-Lorenzo, A., Trentmann, J., Walawender, J.P., Hollmann, R., 2018a. Satellite-based trends of solar radiation and cloud parameters in Europe. Advances in Science and Research 15, 31-37. https://doi.org/10.5194/asr-15-31-2018

Pfeifroth, U., Sanchez-Lorenzo, A., Manara, V., Trentmann, J., Hollmann, R., 2018b. Trends and Variability of Surface Solar Radiation in Europe Based On Surface- and Satellite-Based Data Records: Trends and Variability of Surface Solar Radiation. Journal of Geophysical Research: Atmospheres. https://doi.org/10.1002/2017JD027418

Sanchez-Lorenzo, A., Brunetti, M., Calbó, J., Martin-Vide, J., 2007. Recent spatial and temporal variability and trends of sunshine duration over the Iberian Peninsula from a homogenized data set. Journal of Geophysical Research 112. https://doi.org/10.1029/2007JD008677

Sanchez-Lorenzo, A., Calbó, J., Wild, M., 2013. Global and diffuse solar radiation in Spain: Building a homogeneous dataset and assessing their trends. Global and Planetary Change 100, 343–352. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2012.11.010

Sanchez-Lorenzo, A., Wild, M., Brunetti, M., Guijarro, J.A., Hakuba, M.Z., Calbó, J., Mystakidis, S., Bartok, B., 2015. Reassessment and update of long-term trends in downward surface shortwave radiation over Europe (1939-2012): +60 YEARS OF SURFACE RADIATION CHANGES. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 120, 9555-9569. https://doi.org/10.1002/2015JD023321

Urraca, R., Gracia-Amillo, A.M., Huld, T., Martinez-de-Pison, F.J., Trentmann, J., Lindfors, A.V., Riihelä, A., Sanz-Garcia, A., 2017a. Quality control of global solar radiation data with satellite-based products. Solar Energy 158, 49-62. https://doi.org/10.1016/j.solener.2017.09.032

Urraca, R., Gracia-Amillo, A.M., Koubli, E., Huld, T., Trentmann, J., Riihelä, A., Lindfors, A.V., Palmer, D., Gottschalg, R., Antonanzas-Torres, F., 2017b. Extensive validation of CM SAF surface radiation products over Europe. Remote Sensing of Environment 199, 171-186. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.07.013

Wild, M., 2016. Decadal changes in radiative fluxes at land and ocean surfaces and their relevance for global warming. Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change 7, 91-107. https://doi.org/10.1002/wcc.372

Wild, M., 2009. Global dimming and brightening: A review. Journal of Geophysical Research 114. https://doi.org/10.1029/2008JD011470

Wild, M., Folini, D., Hakuba, M.Z., Schär, C., Seneviratne, S.I., Kato, S., Rutan, D., Ammann, C., Wood, E.F., König-Langlo, G., 2015. The energy balance over land and oceans: an assessment based on direct observations and CMIP5 climate models. Climate Dynamics 44, 3393-3429. https://doi.org/10.1007/s00382-014-24

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 213-216. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Evaluación de variables climáticas obtenidas mediante teledetección en el entorno de las aguas del archipiélago canario

Marrero-Betancort, N., Rodríguez-Esparragón, D., Marcello-Ruiz, F.J.
Instituto de Oceanografía y Cambio Global, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria,
Unidad Asociada ULPGC-CSIC. Campus de Tafira, 35017, Las Palmas de Gran Canaria. España.
nerea.marrero102@alu.ulpgc.es

Resumen: La adaptación ante el cambio climático es específica del lugar y del contexto de un territorio, por ello es imprescindible el conocimiento y desarrollo de bases científicas a escalas de mayor precisión espacial que permitan determinar con exactitud los posibles efectos e impactos asociados al cambio climático. De este modo, este trabajo aborda el procesamiento y análisis de datos de teledetección, para conocer los cambios producidos en los últimos 15 años en el entorno de las aguas de la Macaronesia, en concreto del archipiélago canario. Nuestro objetivo principal se basa en un estudio multitemporal de imágenes, con diferentes escalas temporales, para obtener e interpretar variables climáticas y oceánicas relacionadas con el cambio climático global.

Palabras clave: teledetección, cambio climático, Macaronesia, variables climáticas, variables oceánicas.

Evaluation of climatic variables obtained by remote sensing in Canary archipielago waters

Abstract: *Adaptation to climate change is specific to the place and context of a territory, therefore it is essential to know and develop scientific bases at scales of greater spatial precision that allow to determine accurately the possible effects and associated impacts of climate change. In this way, this work deals with the processing and analysis of remote sensing data, trying to understand the changes that have occurred for the last 15 years in the Macaronesia waters, specifically in the Canary archipelago. Our main objective is based on a multitemporal study of images, with different time scales, to obtain and interpret climatic and oceanic variables related to global climate change.*

Keywords: *remote sensing, climate change, Macaronesia, climate variables, ocean variables.*

1. INTRODUCCIÓN

En el último resumen para responsables de políticas del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) se confirma que el cambio climático es advertido en todo el planeta y que el calentamiento del sistema climático es inequívoco (IPCC, 2013).

Los océanos desempeñan un papel central en la regulación del clima de la Tierra, en particular en su variabilidad y cambio, a través de su capacidad para absorber y transportar grandes cantidades de calor (IPCC, 2013). En los últimos 50 años, los océanos del mundo han absorbido más del 90% del exceso de calor recibido por nuestro calentamiento planetario (Levitus et al. 2005).

Los espacios insulares, poseen una gran fragilidad ambiental, social y económica, pudiendo presentar alteraciones significativas ante el cambio climático. La transformación de estos aspectos en el caso de la región Macaronésica y, en especial, de Canarias, supone transformaciones tanto en las condiciones climáticas como en el incremento de los riesgos territoriales, derivados de un previsible aumento de la peligrosidad ante determinados fenómenos meteorológicos (Olcina-Cantos, 2012).

Un reciente estudio identificó los principales impactos derivados del cambio climático en Canarias, donde destacan: aumento de la temperatura media del mar, elevación del nivel del mar, acidificación del agua de mar, cambios en el *upwelling*, aumento de las intrusiones de polvo sahariano, desplazamiento estacional y cambios en la dirección de los vientos, entre otros muchos impactos (Martín et al., 2015).

La observación de los océanos mediante el uso de sensores a bordo de satélites ha adquirido la madurez necesaria como para formar parte de diversas disciplinas científicas, entre ellas la meteorología y la oceanografía. El concepto de teledetección engloba no sólo la captura de las imágenes, sino también su tratamiento y análisis. Así, actualmente, el alto nivel de desarrollo de las técnicas de teledetección y de los métodos de procesamiento de datos han convertido la percepción de "simples imágenes de satélite" en medidas cuantitativas de variables relevantes para estudios marinos y medioambientales.

Por ende, el objetivo de este trabajo quiere unir la teledetección con conocimientos oceanográficos y meteorológicos, siendo su objetivo principal revelar los posibles cambios en la zona geográfica de la Macaronesia, en particular en las aguas circundantes del archipiélago canario, a partir de las contribuciones obtenidas del análisis y procesamiento de datos de teledetección.

Según la Organización Meteorológica Mundial (OMM) el promedio clásico para estudiar una variable es de 30 años, sin embargo, en nuestro trabajo al querer abordar el estudio con datos de teledetección, los datos presentados tienen un rango temporal menor, 15 años. Por ende, nuestros resultados no son válidos con carácter de cambio climático, sino una estimación de lo ocurrido en estos últimos años.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Datos

Las Variables Oceánicas Esenciales (EOVs, por sus siglas en inglés) y las Variables Climáticas Esenciales (ECVs, por sus siglas en inglés) son variables físicas, químicas o biológicas que contribuyen críticamente a la caracterización de los océanos y el clima de la Tierra. Este concepto ha sido ampliamente adoptado en los círculos de ciencia y política (IFSOO 2012).

Para este estudio se ha escogido la temperatura superficial del mar (SST, por sus siglas en inglés), la concentración de clorofila (CHL-a), y el espesor óptico de los aerosoles (AOT, por sus siglas en inglés). Las imágenes tienen una resolución temporal anual y mensual. Este conjunto de datos tiene un procesado de nivel 3, y fueron obtenidas del sensor Aqua que transporta el satélite MODIS de la NASA. Las imágenes contienen una matriz de 8640 píxeles de longitud y 4320 píxeles de latitud, con una resolución geográfica de 0,04°×0,04° (≈4,4 km×4,4 km) y se proporciona en formato HDF5. En total son 45 imágenes anuales, de las cuales se han derivado otras 48 con los diferentes análisis realizados. Y un cómputo de 180 imágenes mensuales.

La región de interés abarca latitudes entre 27°N y 30°N y longitudes de 11°W a 18°W. Para nuestro estudio se ha escogido el periodo temporal entre enero de 2003 y diciembre de 2017.

2.2. Procesamiento

Para cada una de las imágenes globales que proporciona el sensor, se ha procedido a extraer el subconjunto de datos de interés para este estudio que corresponde al área geográfica mencionada en el apartado anterior.

Los datos anuales de las diferentes variables han sido sometidos a varios análisis. Por un lado, se han estudiado las imágenes de medias anuales, y las de anomalías anuales. Por otro lado, se han analizado las imágenes de tendencia media respecto al periodo de estudio.

En el caso de los datos mensuales se ha llevado a cabo un pre-procesamiento, consistente en la aplicación de un filtro para minimizar las alteraciones que sufre el sensor en periodos de alta cobertura de nubes. Una vez completado este paso, se han extraído series temporales de los distintos parámetros.

3. RESULTADOS

Debido a la gran cantidad de datos analizados, y por motivos de espacio, en este apartado sólo se presentan los resultados más relevantes.

3.1. Temperatura

La temperatura de la superficie del mar es la variable oceánica clave que determina el intercambio de calor entre los océanos y la atmósfera. Es uno de los parámetros básicos en la investigación y la predicción de la variabilidad climática y el cambio climático (Chelton y Wentz, 2005).

En este trabajo se ha visto que la tendencia anual media de la SST tiene una marcada componente espacial. Esto se observa en la figura 1, donde la diferencia de las tendencias medias entre el norte y el sur de cada una de las islas se acentúan más en las orientales (Gran Canaria, Fuerteventura y Lanzarote). Este bipolo de SST norte-sur oscila aproximadamente entre –0,04°C y 0,04° C.

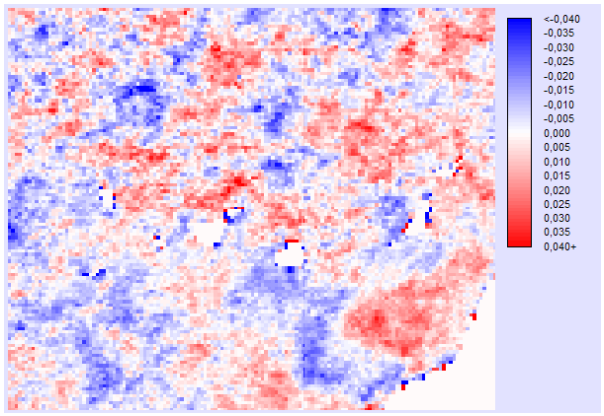


Figura 1. *Tendencia media anual de SST (°C) respecto a la climatología de 2003-2017.*

En las imágenes con una resolución temporal anual, podemos observar las variaciones interanuales de SST que han ocurrido en la zona de estudio. Estas variaciones interanuales de SST son causadas por fenómenos meteorológicos globales, como lo es la Oscilación del Atlántico Norte (NAO, por sus siglas en ingles) que tienen implicaciones muy directas sobre los ciclos climáticos observados en el Hemisferio Norte. Por otra parte, en las imágenes de anomalías anuales, se puede observar cómo ha habido años anómalamente cálidos: 2003, 2004 y 2006, destacando los años 2010 y 2015. Estos últimos, llegan a sobrepasar los valores de 0,60°C/año (véase Figura 2). Sin embargo, para los años 2005, 2007, 2008 y 2017 ocurre todo lo contrario, las anomalías son negativas llegando a alcanzar valores de SST de –0,60°C/año. Por otro lado, los años restantes 2009, 2011, 2012, 2013, 2014 y 2016 muestran un bipolo norte-sur de anomalías.

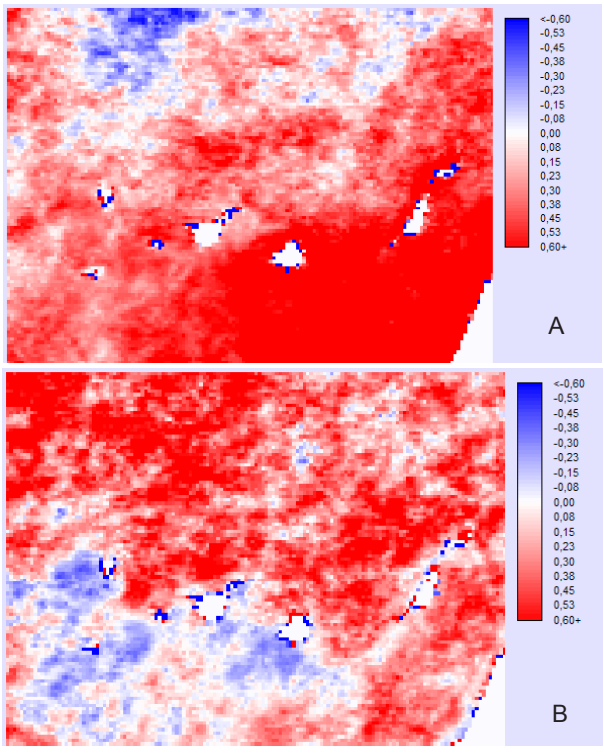


Figura 2*. Anomalías anuales de SST (°C) respecto a la climatología de 2003-2017. A) Año 2010 y B) Año 2015.*

Además, se ha realizado un estudio de la temperatura media mensual para toda la zona de interés (véase Figura 3), donde se observa que hay una ligera tendencia positiva. Específicamente, la línea roja correspondiente a la figura 3 representa una pendiente positiva de valor 0,0013. Esta tendencia coincide con los estudios realizados por Cropper y Hanna (2014), los cuales desvelan un aumento de SST reciente (1981-2010) alcanzando 0,46°C/década como mínimo en las Islas Canarias. En consecuencia, la primera década del siglo XXI es la década más cálida registrada.

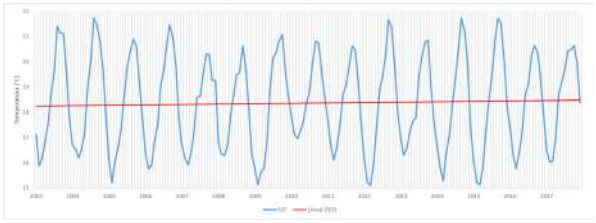


Figura 3. *Serie temporal de los datos mensuales de SST (°C) en el periodo de estudio.*

3.2. Clorofila-a

La concentración de CHL-a oceánica permite una estimación de la concentración de fitoplancton. Es un indicador básico de producción primaria.

La tendencia media anual de la CHL-a es positiva para toda la región de estudio, llegando alcanzar 0,002 mg/m^3 por año, concentrándose los valores más altos entre las islas centrales, Gran Canaria y Tenerife (véase Figura 4).

Al analizar las imágenes anuales de CHL-a no hemos observado un marcado patrón interanual. Esto se debe a que la concentración de CHL-a en ambientes marinos es el resultado del movimiento de las masas de agua y de las condiciones de luz y nutrientes (Picado et al., 2013) y estos varían de un año a otro.

Las anomalías anuales más destacadas son la de los años 2011 y 2015, siendo anómalamente positiva y negativo, respectivamente.

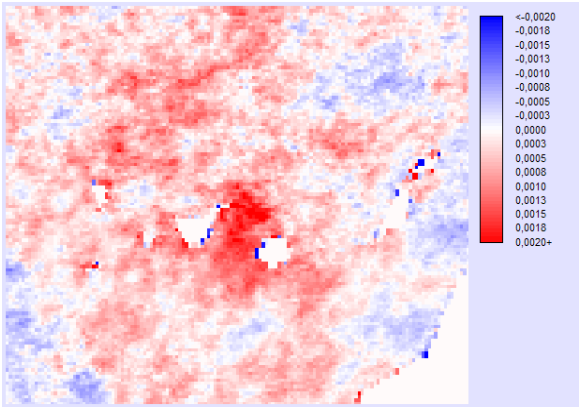


Figura 4. *Tendencia media anual de la concentración de CHL-a (mg/m^3) respecto a la climatología de 2003-2017.*

3.3. Aerosoles

AOT es una medición de la dispersión y absorción de luz visible por las partículas presentes en una columna vertical de la atmósfera. Esta medida (adimensional) es útil para efectos de analizar la calidad del aire ya que es un valor proporcional a la concentración de partículas atmosféricas.

En comparación con las demás variables, en las imágenes anuales de AOT se puede identificar claramente una disminución de la cantidad de aerosoles presentes en la zona de estudio. Corroborándose con la tendencia media anual calculada (véase Figura 5).

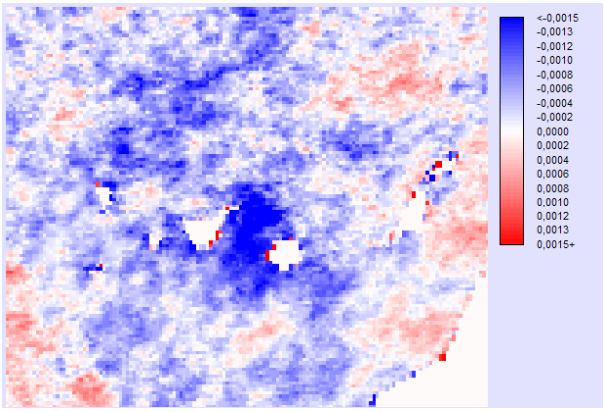


Figura 5. *Tendencia media anual de AOT respecto a la climatología de 2003-2017.*

Varios estudios han demostrado que las variaciones interanuales en el transporte de polvo en el Sahara están relacionadas con fenómenos meteorológicos a gran escala. En el hemisferio norte, la NAO ejerce una gran influencia en el clima y su variabilidad (Hurrell y Deser, 2009). Esto podría dar explicación a las variaciones observadas en las imágenes anuales, además de las marcadas anomalías de los años 2011 y 2015 (véase Figura 6).

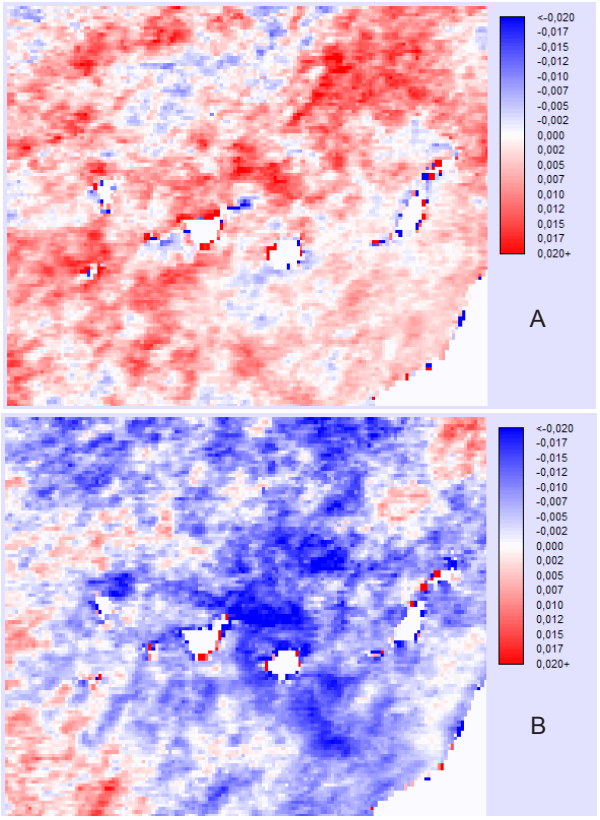


Figura 6. *Anomalías anuales de AOT respecto a la climatología de 2003-2017. A) Año 2011 y B) Año 2015.*

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se ha analizado diferentes variables climáticas con el objetivo de encontrar cambios significativos en las aguas del archipiélago canario, que pudieran ser relacionados con el cambio climático.

Las tendencias medias anuales respecto a la climatología de 2003-2017, nos han revelado que la SST tiende a aumentar en gran parte de nuestra zona de estudio. Esto también se ve reflejado en la serie temporal calculada. No obstante, creemos que al realizar la media mensual de SST para toda la región en conjunto, el valor medio de la tendencia se infravalora. Resultaría interesante, por tanto, estudiar con detalle el comportamiento de la SST para zonas específicas de interés.

En cuanto, a CHL-a la tendencia es positiva. Este resultado nos parece bastante anómalo, ya que existe una correlación muy bien estudiada que nos indica que, a temperaturas más frías del mar, mayores concentraciones de clorofila. Esto se podría deber a cambios en los fenómenos meteorológicos globales. Sin embargo, sería de gran interés abordar el estudio de la correlación de ambas variables con fenómenos a gran escala y sus posibles teleconexiones. Por otro lado, la tendencia de los AOT es claramente negativa.

El comportamiento de las variables analizadas es significativamente relevante en el año 2015. Por ende, un estudio a mayor resolución temporal sobre el comportamiento de las variables en este año sería interesante. Ya que nos aportaría una mejor interpretación de los resultados y mayores aportaciones a las explicaciones sobre las anomalías (véase Figuras 2B y 6B) observadas en este estudio.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Consejería de Economía, Industria, Comercio y Conocimiento del Gobierno de Canarias y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del proyecto PASTOR (PROID2017010072).

6. BIBLIOGRAFÍA

Chelton, D.B., Wentz, F.J. 2005. Global microwave satellite observations of sea surface temperature for numerical weather prediction and climate research. Bulletin of the American Meteorological Society, 86(8), 1097-1116.

Cropper, T.E., Hanna, E. 2014. An analysis of the climate of Macaronesia, 1865–2012. International Journal of Climatology, 34(3), 604-622.

Deser, C., Phillips, A.S. 2009. Atmospheric circulation trends, 1950–2000: The relative roles of sea surface temperature forcing and direct atmospheric radiative forcing. Journal of Climate, 22(2), 396-413.

Lindstrom, E., Gunn, J., Fischer, A., McCurdy, A., Glover, L.K., Alverson, K., ... Clark, C. 2012. A framework for ocean observing. In Framework concept and definition. By the task team for an Integrated Framework for Sustained Ocean Observing (IFSOO), UNESCO.

IPCC. 2013. Paper presented at the 5th assessment report, the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergouvernmental Panel on Climate Change.

Levitus, S., Antonov, J., Boyer, T. 2005. Warming of the world ocean, 1955–2003. Geophysical Research Letters, 32(2).

Martín, J.L., Marrero, M.V., Del Arco, M., Garzón, V. 2015. Capítulo 53. Aspectos clave para un plan de adaptación de la biodiversidad terrestre de Canarias al cambio climático. In los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España, pp. 573-580. Ed. by A. Herrero, M.A. Zavala, Madrid.

Olcina-Cantos, J. 2012. Turismo y cambio climático: una actividad vulnerable que debe adaptarse. Investigaciones Turisticas, 4, 1-34.

Picado, A., Alvarez, I., Vaz, N., Dias, J.M. 2013. Chlorophyll concentration along the northwestern coast of the Iberian Peninsula vs. atmosphere-ocean-land conditions. Journal of Coastal Research, 65(sp2), 2047-2053.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 217-220. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Análisis de series temporales de parámetros atmosféricos mediante teledetección por satélite y su correlación con riesgos para la salud en Canarias

Caballero-Leiva, I., Marrero-Betancort, N., Rodríguez-Betancor, J.J., Rodríguez-Esparragón, D., Marcello-Ruiz, F.J.
Instituto de Oceanografía y Cambio Global, IOCAG. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, ULPGC.
Campus de Tafira. 35017 Las Palmas de Gran Canaria. España. isabel.caballero@ulpgc.es

Resumen: Las islas canarias son bien conocidas por padecer frecuentes episodios de calima (polvo del Sahara en suspensión). A través del análisis de correlación entre parámetros climáticos y clínicos se estudia como las condiciones atmosféricas afectan a la salud de los grancanarios. Las herramientas usadas son la teledetección, usada para la extracción de parámetros atmosféricos velocidad e intensidad del viento y presencia de aerosoles (*Aerosol Optical Thickness*, AOT), y los análisis de correlación lineal bivariado, realizados entre los distintos parámetros atmosféricos entre sí, y para cada uno de ellos con respecto a Ingresos Urgentes por Patologías Respiratorias (IUPR). Los resultados mostrados en este estudio pertenecen a análisis preliminares de series temporales de 14 años y muestran una correlación significativa entre la intensidad del viento y la presencia de AOT. Para entender mejor la relación de dependencia entre el resto de parámetros climáticos y los IUPR se propone introducir otras variables como el tamaño de partículas de los AOT, los distintos tipos de patologías respiratorias, la estacionalidad de los parámetros atmosféricos en la zona de estudio e incrementar la resolución temporal de los datos de viento.

Palabras clave: teledetección, riesgos para la salud, cambio climático.

English: Atmospheric Parameters time series analysis by the use of satellite imaging and its correlation with health risks in the Canary Islands

Abstract: *The Canary Islands are well known for the strong and frequent influence of the Sahara dust (calima) in its air. This work presents the correlation between climatic and clinical parameters and aims to understand how the calima affects the health quality of the Gran Canaria population. The tools employed are remote sensing, used to extract the atmospheric parameters (wind speed, wind direction and Aerosol Optical Thickness (AOT), and lineal bivariate correlation analysis. This correlation has been studied among the atmospheric parameters and also between those and the clinical data (Urgent Admissions due to Respiratory Pathologies, IUPR). The results of a preliminary analysis applied to a 14-years data set as a bulk, show significant statistical correlation for one of the studied pairs, wind intensity and AOT. In order to understand the correlation among the other variables, we propose to reduce the temporal resolution (accounting for seasonality), discriminate among different AOT particle sizes and among different respiratory pathologies.*

Keywords: *satellite imagine, health risks, climate change.*

1. INTRODUCCIÓN

Las Islas Canarias se ven sometidas gran parte del año a vientos de componente este que con cierta regularidad portan polvo del Sahara, evento meteorológico comúnmente conocido como "calima". Este hecho es sobradamente conocido por los servicios de Urgencias de Canarias, que ven claramente incrementada la afluencia de pacientes en los días en los que el evento se encuentra presente (Carrasco et al., 2001). La presencia de altas concentraciones de polvo durante largos periodos de tiempo, y su interacción con la contaminación atmosférica de origen humano, genera preocupación en cuanto a los efectos adversos sobre la salud y la idoneidad de las medidas de intervención establecidas por las autoridades sanitarias (Pérez et al., 2019). Hay muchas publicaciones sobre la relación entre esas dos variables (Mallone et al., 2011; Jiménez et al., 2010; Pérez et al., 2019; Sajani et al., 2011), pero hasta donde sabemos, no se ha realizado ninguna utilizando herramientas de teledetección en las Islas Canarias.

El presente trabajo se centra en el análisis temporal de parámetros atmosféricos (viento y presencia de aerosoles en la atmósfera) del entorno de la isla de Gran Canaria (GC), y el grado de correlación de los mismos con la afluencia de ingresos por patologías respiratorias (Hospital Dr. Negrín). Las herramientas usadas para ello son la teledetección y la estadística.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Las Islas Canarias se encuentras en la costa oeste del continente africano y forman parte del conjunto de archipiélagos de la Macaronesia. Su climatología se caracteriza por el predominio de los vientos alisios que soplan del N y NE. Cuando la dirección dominante del viento es este y sureste se produce la invasión de aire sahariano caracterizado por temperaturas cálidas, humedad relativa muy baja y polvo sahariano en suspensión (calima) (Carrasco et al., 2001).

2.2. Datos

Los datos usados corresponden al periodo de enero de 2003 a diciembre de 2017, 14 años.

Datos Climáticos. Los datos climáticos son tres: la dirección del viento, la intensidad del viento y el espesor de la capa de aerosoles (AOT).

Con respecto al viento, los datos utilizados son datos desarrollados por el Centro Nacional de Predicción Atmosférica y el Centro Nacional de Investigación Atmosférica de Estados Unidos (NCEP/NCAR) (Kalnay et al., 1996) y consisten en un reanálisis de las medias mensuales de las componentes u y v del viento medidos a 10 m de altura. Los datos se suministran en una matriz de 192 píxeles de longitud y 94 píxeles de latitud (Grilla Gaussiana), tienen un procesado de nivel 4, con una resolución geográfica de 0,25°×0,25° (≈25 km×25 km). Se proporciona en formato HDF5.

En el caso del AOT, estos son un producto del MODIS (Espectrorradiómetro de Imágenes de Media Resolución) que se encuentra a bordo del satélite Aqua de la NASA (Levy et al., 2015). Las imágenes tienen un procesado de nivel 3, contienen una matriz de 8640 píxeles de longitud y 4320 píxeles de latitud, con una resolución geográfica de 0,04°×0,04° (≈4.4 km×4.4 km) y una resolución temporal mensual. El formato es HDF5.

Datos Clínicos. Los datos clínicos son aportados por el equipo de admisiones del Hospital Universitario Doctor Negrín de la isla de GC. Consisten en el número de Ingresos Urgentes diarios por Patología Respiratorias (IUPR). El número de ingresos urgentes por patologías respiratorias (IUPR) durante los 14 años de estudio es de 15 814.

2.2.1. Pre-Procesamiento de Datos

En cuanto al pre-procesamiento de los datos de viento se hizo un corte para la región de interés entre 27°N y 30°N y longitudes de 11°W a 18°W, un filtro para eliminar datos anómalos y se calculó la intensidad y la dirección del viento a partir de sus componentes u y v. Posteriormente se extrajeron series temporales de 8 puntos repartidos al norte de GC. Los datos de viento mostrados en este trabajo consisten en la media de los 8 puntos extraídos, siendo Pm_I la media de la dirección de los 8 puntos para cada paso de tiempo, y Pm_I la media de la intensidad de los mismos.

Con respecto a los datos de AOT se les aplicó un filtro para minimizar las alteraciones debidas a la cobertura de nubes y se extrajeron series temporales de 6 puntos localizados al norte de la isla. Debido a la similitud de las series de datos de los puntos extraídos, los datos de AOT utilizados para los análisis consisten en una media de los 6 puntos (Pm_AOT).

Los datos clínicos fueron recibidos como número de casos diarios por lo que el procesamiento consistió en acumularlos en meses y pasarlos a tantos por 1000 poblacional sobre el número de adscritos al Hospital; 350 000 (Gobierno de Canarias, s.f.).

3. RESULTADOS

Una vez procesados los datos climáticos y clínicos, se realizaron análisis de correlación lineal bivariada entre las distintas variables (Coeficiente de correlación de Pearson para series temporales).

La figura 1 muestra el gráfico de la serie temporal de la dirección y la intensidad del viento frente al AOT. Con respecto a la dirección del viento, se muestra un claro predominio de la componente NNE durante todo el periodo de estudio, siendo la dirección más frecuente entre los 20 y los 30 grados. La correlación lineal entre la dirección del viento con el AOT no es estadísticamente significativa (–0,03), pero si lo es la de los aerosoles con la intensidad del viento (0,26, $p < 0,01$). Claros periodos de correlación entre Pm_AOT y Pm_I se encuentran marcados en el gráfico con cajas grises.

La figura 2 muestra las medias mensuales del AOT frente a los IUPR (%1000) y junto a sus correspondientes líneas de tendencia para los 14 años que ocupa este estudio. Dichas líneas de tendencia tienen comportamientos opuestos; mientras que la del AOT es claramente descendente, la de los IUPR aumenta a lo largo del mismo periodo. En comparación, la cantidad de casos hospitalarios aumenta más rápido de lo que decae la cantidad de aerosoles en la atmósfera. El coeficiente de correlación de Pearson para los datos mostrados en esta gráfica es de –0.08, por tanto, no estadísticamente significativo. A pesar de ello, cabe comentar que sí existe una clara correlación visual en el gráfico de las series de datos. Algunos ejemplos se encuentras marcados en el gráfico con cajas grises. De hecho, si estudiamos la correlación de periodos de tiempo más cortos en medias mensuales acumuladas y las analizamos trimestralmente, el coeficiente de correlación de Pearson sube significativamente. El coeficiente de correlación de Pearson para la media mensual acumulada (14 años) del trimestre julio, agosto, septiembre es de 0,401 y el de marzo, abril, mayo crece hasta un 0,448, ambos con un $p < 0,01$.

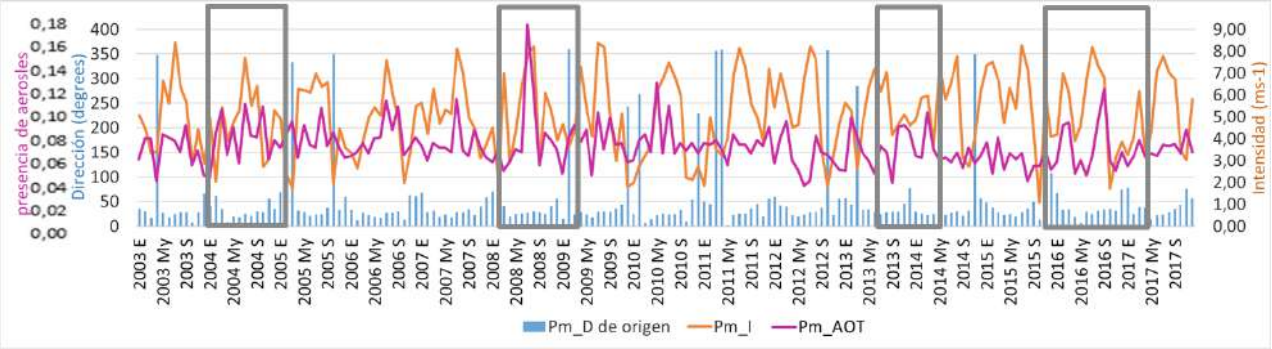


Figura 1. *Presencia de AOT (Pm_AOT) (rosa) frente a la velocidad (Pm_D) (azul) y la intensidad (Pm_I) (naranja) del viento. Cajas grises muestran ejemplos de periodos de correlación visual entre Pm_AOT y Pm_I. Medias mensuales. Periodo 2003-2017.*

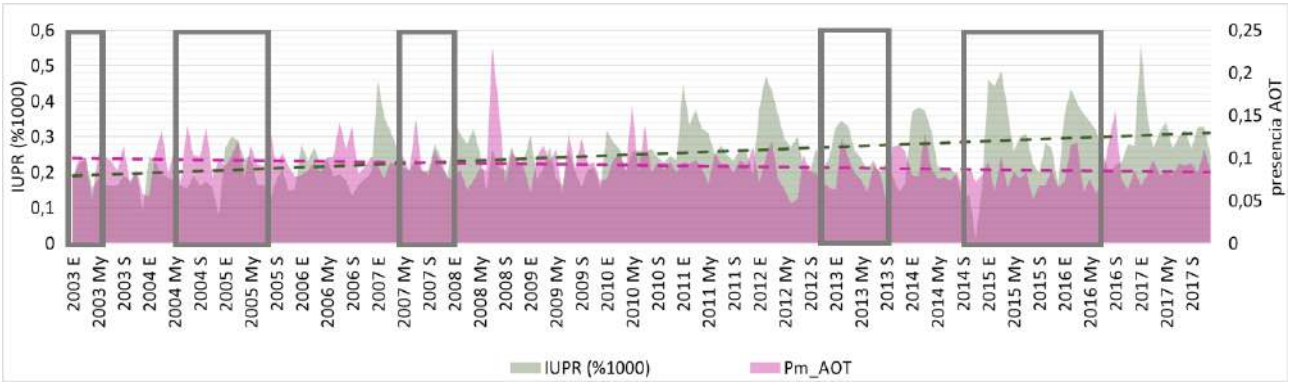


Figura 2. *AOT (Pm_AOT) (rosa) frente a IUPR (%1000) (verde) y sus correspondientes Líneas de tendencia. Datos mensuales. Periodo 2003-2017.*

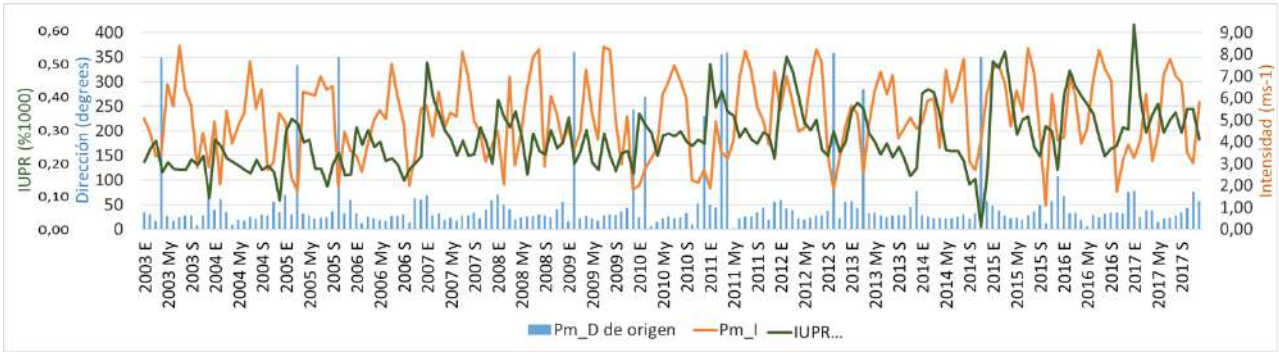


Figura 3. *IUPR (%1000) (verde) frente a la dirección (Pm_D) (azul) e intensidad (Pm_I) (naranja) del viento. Datos mensuales. Periodo 2003-2017*

La figura 3 muestra los IUPR (1000%) frente al viento. El coeficiente de correlación entre los casos hospitalarios y la dirección del viento es de –0.03 y con la intensidad es de 0.02, ambos estadísticamente no significativos.

4. CONCLUSIONES

Este estudio muestra las correlaciones entre los parámetros atmosféricos AOT, velocidad y dirección del viento y el parámetro clínico IUPR. Se ha estudiado, por un lado, la correlación entre las variables atmosféricas entre si y la existente entre estas y los IUPR durante un periodo de 14 años (2003-2017) y para un solo hospital.

Analizando la correlación lineal bidimensional de las medias mensuales de las distintas series de datos para el periodo de estudio completo, tal y como aparece en la sección de resultados, solo una pareja de datos presenta un coeficiente de correlación de Pearson estadísticamente significativo: la intensidad del viento y la presencia de aerosoles. Sin embargo, a pesar de que los resultados mostrados en este trabajo son preliminares, se ha comprobado que la correlación entre los AOT y las IUPR aumenta significativamente cuando se aplica el análisis a determinados trimestres acumulados en concreto, en lugar de a la serie de datos completa. Esto nos da a entender que podría existir una componente estacional en la relación entre las variables atmosféricas y las clínicas. Cabe puntualizar que la presencia de correlación entre las distintas series de datos presentadas no implica necesariamente causalidad.

La no correlación lineal entre la dirección del viento y los AOT, y entre la primera y los IUPR, podría deberse a la resolución temporal usada en los datos de viento (medias mensuales). Considerando que los eventos de calima suelen durar en torno a 3 días, los datos en medias mensuales puede que no capten dichos eventos (p. ej. varios días de viento de componente este en semanas donde predominan los Alisios (NNE)). Para solventar este problema se propone repetir el análisis con una resolución temporal de los vientos diaria, disponible en los datos NCEP. Sería también interesante estudiar qué días del evento de calima se produce un número mayor de casos clínicos, así como la relación entre la permanencia de cada evento y el número de ingresos total por evento meteorológico.

Una hipótesis por comprobar es la influencia de la naturaleza de los datos de AOT. Los datos satelitales reportan la presencia de aerosoles en el total de la columna de aire, por lo que estos pueden hallarse a una altura tal que no afecte la parte de la troposfera cercana a la superficie terrestre. En la misma línea es importante tener en cuenta que los AOT facilitados por la NASA contienen todas las partículas en suspensión en la atmósfera. En este sentido, consideramos que la particularización del estudio para tamaños específicos de partículas, por ejemplo PM2.5-PM10 micrómetros, podría concluir resultados más significativos.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Gobierno de Canarias y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del proyecto PASTOR (Parametros AtmoSfericos TeledetecciOn Riesgo).

Se le agradece al equipo de admisiones del Hospital Doctor Negrín de Gran Canaria su colaboración mediante el aporte de los datos clínicos y su valiosa experiencia profesional.

Agradecer a la NOAA/OAR/ESRL PSD (Boulder, Colordo, USA) los datos de viento derivados del reanalisis NCEP.

6. BIBLIOGRAFÍA

Carrasco, J.G., Vázquez, A.H., Fuente, A.B. De, Hernández, B.C.R. 2001. Invasión de viento sahariano y su impacto en la asistencia sanitaria urgente. Emergencias, 372–376.

Gobierno de Canarias, Servicio Canario de Salud. Recuperado de https://www.gobiernodecanarias.org/sanidad/

Jiménez, E., Linares, C., Martínez, D., Díaz, J. 2010. Role of Saharan dust in the relationship between particulate matter and short-term daily mortality among the elderly in Madrid (Spain). Science of the Total Environment, 408(23), 5729–5736. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.049

Kalnay et al., The NCEP/NCAR 40-year reanalysis project, Bull. Amer. Meteor. Soc., 77, 437-470, 1996. Obtenido de https://www.esrl.noaa.gov/psd/. Accedido el 16/11/2018

Mallone, S., Stafoggia, M., Faustini, A., Paolo Gobbi, G., Marconi, A., Forastiere, F. 2011. Saharan dust and associations between particulate matter and daily mortality in Rome, Italy. Environmental Health Perspectives, 119(10), 1409–1414. https://doi.org/10.1289/ehp.1003026

Levy, R., Hsu, C., et al., 2015. MODIS Atmosphere L2 Aerosol Product. NASA MODIS Adaptive Processing System, Goddard Space Flight Center, USA: http://dx.doi.org/10.5067/MODIS/MYD04_L2.006.

Perez, L., Tobias, A., Querol, X., Künzli, N., Pey, J., Viana, M., … Sunyer, J. 2019. Coarse Particles From Saharan Dust and Daily Mortality. Epidemiology, 19(6), 800–807. https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3181813

Sajani, S.Z., Miglio, R., Bonasoni, P., Cristofanelli, P., Marinoni, A., Sartini, C., … Lauriola, P. 2011. Saharan dust and daily mortality in Emilia-Romagna (Italy). Occupational and Environmental Medicine, 68(6), 446–451. https://doi.org/10.1136/oem.2010.058156

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 221-224. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

El vapor de agua integrado obtenido mediante instrumentos satelitales: evaluación con medidas de GPS en la Península Ibérica

Vaquero-Martínez, J.[1,2], Antón, M.[1,2], Ortiz de Galisteo, J.P.[3,4], Cachorro, V.E.[4], Álvarez-Zapatero, P.[4], Román, R.[4], Loyola, D.[5], Costa, M.J.[6], Wang, H.[7], González-Abad, G.[7], Noël, S.[8], Montero-Martín, J.[1,2]

[1] Departamento de Física, Universidad de Extremadura, Badajoz, España. javier_vm@unex.es

[2] Instituto Universitario de Investigación del Agua, Cambio Climático y Sostenibilidad (IACYS), Universidad de Extremadura, Badajoz, España.

[3] Agencia Estatal de Meteorologia (AEMET), Valladolid, España.

[4]Grupo de Óptica Atmosférica, Universidad de Valladolid, Valladolid, España.

[5]German Aerospace Center (DLR), Oberpfaffenhofen, Alemania.

[6]Departamento de Física, Universidade de Évora, Évora, Portugal.

[7]Smithsonian Astrophysical Observatory, Cambridge, Massachusetts, Estados Unidos.

[8]Institute of Environmental Physics, University of Bremen, Bremen, Alemania.

Resumen: Este trabajo se centra en comparar los productos de vapor de agua integrado (IWV) de varios satélites respecto a un conjunto de datos en tierra obtenidos de GPS en nueve estaciones de la Península Ibérica. Los instrumentos satelitales son: *Global Ozone Monitoring Instrument* (GOME-2), *Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), *Ozone Monitoring Instrument* (OMI), *Spining Enhanced Visible and InfraRed Imager* (SEVIRI), *Atmospheric Infrared Sounder* (AIRS), y *Scanning Imaging Absorption Spectrometer for Atmospheric Chartography* (SCIAMACHY). Los productos de estos satélites muestran una buena correlación con respecto al producto de GPS ($R^2 \sim 0.7$). Todos los satélites muestran cierta tendencia a sobrestimar los valores bajos de vapor de agua y a subestimar los altos. Además, la precisión, medida mediante el rango intercuartílico (IQR) también disminuye rápidamente al aumentar el IWV. Por otro lado, otro factor importante es el ángulo solar zenital (SZA) que influye en el rendimiento de los instrumentos satelitales, especialmente aquellos que dependen de la radiación solar. Al aumentar el SZA acercándose a 90°, los instrumentos pierden rendimiento aumentando la sobrestimación y el IQR. Sin embargo, a valores de SZA mayores de 90° (esto es, la noche) los índices calculados no tienen grandes dependencias con el SZA.

Palabras clave: vapor de agua integrado, comparativa, GPS, Península Ibérica.

Integrated water vapor obtained by satellite-borne instruments: evaluation with GPS measurements in the Iberian Peninsula

Abstract: *This work focuses in the comparison of several integrated water vapor (IWV) from several satellites with respect to a dataset from ground-based GPS IWV, in nine stations at the Iberian Peninsula. The satellite instruments are Global Ozone Monitoring Instrument (GOME-2), Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), Ozone Monitoring Instrument (OMI), Spinning Enhanced Visible and InfraRed Imager (SEVIRI), Atmospheric Infrared Sounder (AIRS), and Scanning Imaging Absorption Spectrometer for Atmospheric Chartography (SCIAMACHY). The products of this instruments show a fair correlation with respect to GPS product ($R^2 \sim 0.7$). All satellites show a certain tendency to overestimation of low IWV values, while underestimating large IWV values. Moreover, the precision is studied using the inter-quartile range (IQR), which also decreases quickly when IWV increases. Another important factor is the solar zenith angle (SZA), which affects the performance of satellite instruments, especially those that are dependent on solar radiation. When SZA increases, going closer to 90°, the instruments had worse performance, increasing overestimation and IQR. Nevertheless, for SZA larger than 90° (that is to say, the night), the indexes do not show large dependencies on SZA.*

Keywords: *integrated water vapor, comparison, GPS, Iberian Peninsula.*

1. INTRODUCCIÓN

El vapor de agua es bien conocido como el gas invernadero más potente. Su presencia es fundamental en el sistema climático, en el que ejerce, según los modelos de circulación general (Colman, 2003), un efecto de retroalimentación positiva.

Es por tanto necesario disponer de datos de calidad de vapor de agua. Sin embargo, monitorear el vapor de agua es complicado, debido a su altísima variabilidad tanto espacial como temporal. También es un problema obtener medidas bajo un gran abanico de condiciones atmosféricas distintas.

El vapor de agua habitualmente se mide como vapor de agua integrado (IWV), que corresponde al equivalente de condensar todo el vapor en la columna atmosférica y medir la altura que tomaría en un recipiente de sección unidad. Así, puede medirse como longitud (milímetros).

Existen numerosas técnicas para la medida de vapor de agua, tanto desde tierra como desde el espacio. Entre las técnicas terrestres tenemos los radiómetros de microondas, los fotómetros (solares, lunares o estelares),

Lidar, el Sistema de Posicionamiento Global (GPS) y el radio-sondeo. Las medidas desde el espacio se llevan a cabo mediante técnicas de teledetección utilizando datos de instrumentos montados sobre plataformas satelitales. Estos instrumentos pueden recoger información de varias zonas del espectro electromagnético, ya sean las microondas, el visible (VIS), el infrarrojo cercano (NIR), o el infrarrojo (IR).

El GPS ha demostrado ser una técnica fiable, comparada con el radiosondeo. Además, su resolución temporal mejora enormemente la de este último, llegando a tener datos horarios cuando en el caso del radiosondeo lo habitual es tener una o dos medidas diarias.

Sin embargo, las redes de estaciones de GPS no son los suficientemente densas ni están bien distribuidas para ciertas aplicaciones. Por ello es necesario el uso de datos satelitales, ya que estos cubren todo el planeta.

Este trabajo consiste en una evaluación detallada de varios satélites con respecto a GPS en el contexto de la Península Ibérica. Para ello se han tomado 9 estaciones en el periodo 2007 a 2015. Los instrumentos satelitales que se han estudiado son: *Global Ozone Monitoring Instrument* (GOME-2), *Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), *Ozone Monitoring Instrument* (OMI), *Spining Enhanced Visible and InfraRed Imager* (SEVIRI), *Atmospheric Infrared Sounder* (AIRS), y *Scanning Imaging Absorption Spectrometer for Atmospheric Chartography* (SCIAMACHY). El objetivo principal del trabajo es analizar las diferencias y similitudes de los distintos satélites para mejorar la comprensión de la calidad de las medidas satelitales de IWV.

2. DATOS

2.1. Estaciones GPS

El método de obtención del IWV a través de estaciones GPS se encuentra detallado en (Bevis et al., 1992). Para llevar a cabo este método, es necesario el retraso troposférico que sufre la señal GPS, que se obtuvo del Instituto Geográfico Nacional, que es un centro local de análisis del Marco Europeo de Referencia (EUREF). Además, son necesarias la temperatura y presión en superficie, obtenidas de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). Las nueve estaciones de GPS utilizadas se muestran en la Figura 1. El periodo en el que se realiza la comparativa se extiende desde 2007 hasta 2015.

2.2. Instrumentos satelitales y sus productos

Los instrumentos satelitales que se consideran en este trabajo son: GOME-2, MODIS Aqua y Terra, OMI, SEVIRI, SCIAMACHY y AIRS.

GOME-2 es un espectómetro de mediana resolución, de UV-VIS-NIR. Aunque su producto principal se centra en el ozono, también se obtienen de él otros gases traza de la atmósfera, entre ellos el vapor de agua. Su método de obtención del vapor de agua se basa en la técnica *Differential Optical Absorption Spectrography* (DOAS), utilizando bandas del visible. El algoritmo se describe de forma detallada en (Wagner et al., 2006, 2003).

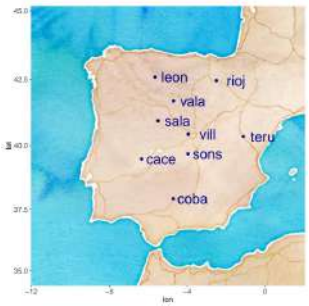


***Figura 1**. Estaciones GPS del interior de la península.*

MODIS se encuentra a bordo de los satélites Terra y Aqua. Estos satélites pasan por cada punto de la Tierra entre una y dos veces al día. Para el producto de vapor de agua se utilizan bandas del NIR para las medidas de día y del IR para las de noche (Chang et al., 2015; Gao y Kaufman, 1992). El producto concreto utilizado es el MOD05_L2 y el MYD05_L2, Colección 6.

OMI (Levelt et al., 2006) es un instrumento a bordo de la plataforma Aura de la NASA. Aura es un satélite que circula por una órbita polar sincronizada con el sol, de modo que todas las medidas se producen a las 13:30 hora local. Este trabajo utiliza el producto desarrollado por el Smithsonian Astrophysical Observatory (SAO), el producto OMH2O de nivel 2, presentado en (Wang et al., 2014). Este producto utiliza bandas del visible.

SEVIRI es un espectrorradiómetro que cuenta con 7 bandas en el espectro IR. El algoritmo para obtener el IWV pasa por obtener el perfil de temperatura y humedad de la temperatura de brillo en el infrarrojo, y utiliza una técnica de inversión. Este algoritmo no permite la presencia de nubes, por lo que se utiliza una *quality flag* que indica la calidad del dato. El satélite sobre el que está montado SEVIRI es Meteosat, que es estacionario, de modo que la resolución temporal es grande. La resolución de SEVIRI para el IWV es de unos 0,58 mm.

SCIAMACHY (Bovensmann et al., 1999) es un instrumento a bordo del satélite Envisat. Estuvo operativo entre marzo de 2002 y abril de 2012. Por tanto nuestro periodo de estudio abarca desde 2007 hasta 2012 para este instrumento. Envisat sobrepasaba el ecuador a las 10:00 hora local cada día, en una órbita polar en sincronía con el sol. El algoritmo de obtención del IWV se basa en la técnica *Air Mass Corrected Differential Absorption Spectroscopy* (AMC-DOAS, Noël et al., 2004).

AIRS se encuentra a bordo de la sonda Aqua y es un espectómetro infrarrojo de alta resolución espectral. Pasa una o dos veces al día por la Península Ibérica. El producto de AIRS utilizado en este trabajo es el *AIRS/Aqua L2 Standard Physical Retrieval (AIRS-only) V6*. El algoritmo utilizado (Barnet et al., 2007) se ha diseñado de forma que todo los productos satisfagan simultáneamente las medidas en el sentido de mínimos cuadrados. Este producto tiene también una *quality flag*, con los valores 0, 1 y 2 de mayor a menor calidad. Aunque lo recomendado para comparativas con datos tomados *in situ* es utilizar solamente los datos de *quality flag* 0, en este trabajo se toman los de valor 0 y 1 para tener una cantidad de datos más representativa.

3. METODOLOGÍA

3.1. Criterio de colocación y comparación

Se han seguido dos criterios para la colocación espacial. El primero consistió en tomar el píxel cuyo centro fuera el más cercano a la estación GPS. El segundo criterio era promediar los píxeles próximos (aquellos dentro de un cuadrado de 0,25×0,25° a la estación GPS). Para los instrumentos GOME-2, MODIS, y SEVIRI se utilizó el primer criterio, mientras que para el resto se utilizó el segundo.

El criterio temporal, por otro lado, fue el de unir aquellos valores de GPS y satélite que estuvieran más cercanos en el tiempo, siempre con una diferencia temporal menor de 30 min.

Se han descartado aquellos datos de satélite bajo condiciones nubosas (fracción nubosa, CF, mayor que 0).

3.2. Análisis estadístico

Una vez se ha realizado la unión entre los datos de satélite y GPS, podemos establecer la diferencia relativa entre el dato de IWV de satélite y el de GPS.

$$\delta_{i,s} = 100\% \frac{w_{i,s}^{sat} - w_{i,s}^{GPS}}{w_{i,s}^{GPS}} \quad (1)$$

donde el índice *s* denota el satélite, y el *i* una localización y tiempo fijos, y *w* es el IWV medido por el satélite (*sat*) o por GPS.

Se utilizan algunos índices para caracterizar la distribución de diferencias. Los índices son la pseudomediana (pM, Wilcoxon, 1945), y el rango intercuartílico (IQR). En este trabajo se analiza la dependencia con ciertas variables (IWV, SZA) dividiendo los datos e n cajas con un valor similar de la variable cuya dependencia se analiza. Para el IWV la dependencia es 5 mm y para el SZA 5°.

4. RESULTADOS

4.1. Análisis estadístico

La Tabla 1 muestra los resultados del análisis estadístico de los datos. Se observa que GOME-2, SCIAMACHY y AIRS sobreestiman el IWV, mientas que MODIS y SEVIRI tienen una ligera subestimación respecto a los valores de GPS. El IQR está en torno al 30-40%. Los resultados de las regresiones muestran que la y_0 siempre es positiva y las pendientes siempre menores que la unidad. Esto sugiere que los datos de menor IWV quedan sobrestimados mientras que los de mayor IWV son subestimados en promedio. El coeficiente de correlación muestra un buen acuerdo.

Tabla 1. *Análisis de las diferencias relativas entre satélite (sat) y GPS. Se muestran la pseudomediana (pMedian) y el IQR de la distribución de diferencias relativas, y el número de datos, N. También se muestran los resultados de la regresión lineal entre los datos de satélite y de GPS, siendo y0 la ordenada en el origen, b la pendiente y R^2 el coeficiente de correlación.*

Sat	pMedian (%)	IQR (%)	N	y_0 (mm)	b	R^2
OMI	-0.7	40.80	3895	2.65	0.78	0.63
SEVIRI	-5.2	33.31	187375	2.89	0.690	0.67
SCIAMACHY	6.6	45.72	2629	0.92	0.96	0.70
GOME-2	16.7	32.58	4317	3.40	0.88	0.83
MODIS-Aqua	-0.9	34.58	13651	1.01	0.91	0.74
MODIS- Terra	-3.4	33.24	13581	0.99	0.89	0.71
AIRS	2.0	47.84	1832	3.05	0.73	0.56

4.2. Dependencia con IWV

La Figura 2 muestra el valor de la pMedian y el IQR según el valor de IWV en cajas de 5 mm de IWV. Como se puede observar, hay una tendencia a la sobrestimación (pMedian positivo) para valores bajos de IWV, mientras que los valores altos tienden a ser subestimados. El IQR disminuye a medida que el valor del IWV aumenta en todos los satélites.

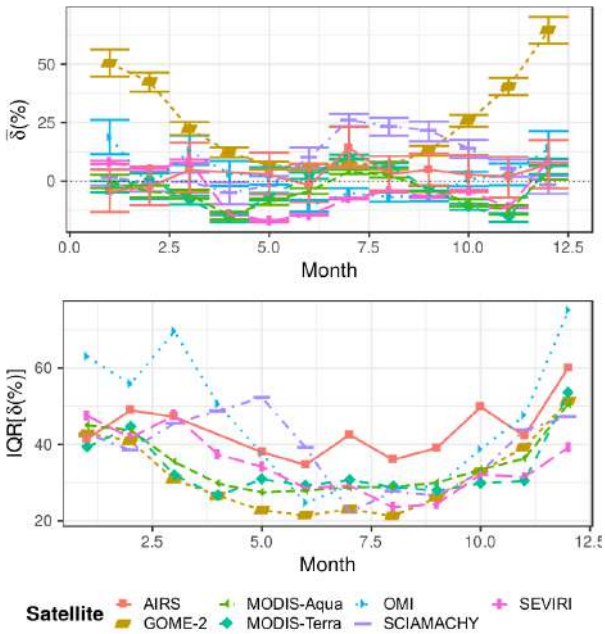


Figura 2. *Pseudomediana (arriba) e IQR (abajo) según el valor del IWV de GPS.*

4.3. Dependencia con SZA

La Figura 3 muestra la pMedian y el IQR según el valor de SZA en cajas de 5° de SZA. Se puede observar que en general y especialmente en aquellos productos que dependen de la radiación solar (como OMI o GOME-2) que cuando el SZA se acerca a 90° la pMedian y el IQR aumentan mucho. La dependencia en los valores nocturnos no es muy marcada. Además, los valores de MODIS diurnos tienden a la sobrestimación mientras que los nocturnos tienden a la subestimación.

5. CONCLUSIONES

Los valores de IWV de satélite concuerdan adecuadamente con los de GPS, sin embargo, es necesario mejorar los algoritmos para que las dependencias observadas se minimicen y así los productos de vapor de agua de estos satélites sean más fiables, especialmente bajo condiciones de bajo vapor de agua y alto SZA en el caso de las medidas diurnas de instrumentos que precisan de la radiación solar porque miden en VIS, NIR o UV.

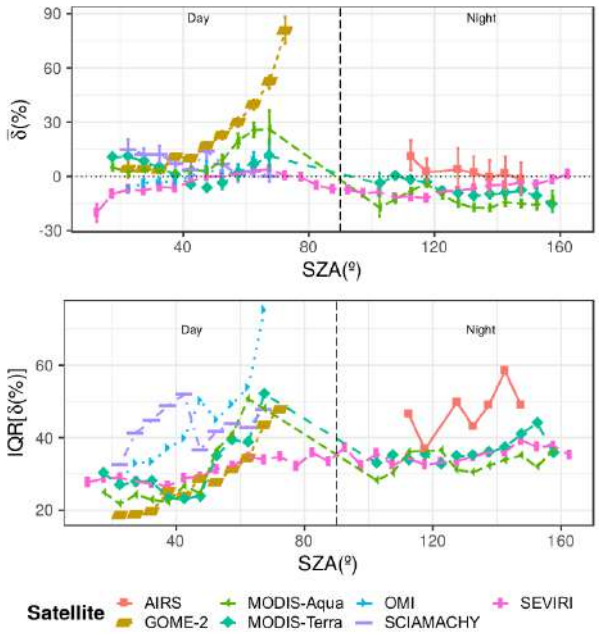


Figura 3. *Pseudomediana (arriba) e IQR (abajo) según el valor del SZA de GPS.*

6. BIBLIOGRAFÍA

Barnet, C., Manning, E., Rosenkranz, P.W., Strow, L., Susskind, J., 2007. Airs-Team Retrieval for Core Products and Geophysical Parameters.

Bevis, M., Businger, S., Herring, T.A., Rocken, C., Anthes, R.A., Ware, R.H., 1992. GPS Meteorology: Remote Sensing of Atmospheric Water Vapor Using the Global Positioning System. Journal of Geophysical Research 97, 15787–15801. https://doi.org/10.1029/92JD01517

Bovensmann, H., Burrows, J.P., Buchwitz, M., Frerick, J., Noël, S., Rozanov, V.V., Chance, K.V., Goede, A.P.H., 1999. SCIAMACHY: Mission Objectives and Measurement Modes. Journal of the Atmospheric Sciences 56, 127–150. https://doi.org/10.1175/1520-0469(1999)056<0127:SMOAMM>2.0.CO;2

Chang, L., Gao, G., Jin, S., He, X., Xiao, R., Guo, L., 2015. Calibration and Evaluation of Precipitable Water Vapor From MODIS Infrared Observations at Night. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 53, 2612–2620. https://doi.org/10.1109/TGRS.2014.2363089

Gao, B.C., Kaufman, Y.J., 1992. The MODIS Near-IR Water Vapor Algorithm Product ID : MOD05 - Total Precipitable Water. Algorithm Technical Background Document 1–25.

Levelt, P.F., van den Oord, G.H.J., Dobber, M.R., Malkki, A., Huib Visser, Johan de Vries, Stammes, P., Lundell, J.O.V., Saari, H., 2006. The ozone monitoring instrument. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 44, 1093–1101. https://doi.org/10.1109/TGRS.2006.872333

Noël, S., Buchwitz, M., Burrows, J.P., 2004. First retrieval of global water vapour column amounts from SCIAMACHY measurements. Atmospheric Chemistry and Physics 4, 111–125. https://doi.org/10.5194/acp-4-111-2004

Wagner, T., Heland, J., Zöger, M., Platt, U., 2003. A fast H_2O total column density product from GOME–validation with in-situ aircraft measurements. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions 3, 323–353. https://doi.org/10.5194/acpd-3-323-2003

Wagner, T., Beirle, S., Grzegorski, M., Platt, U., 2006. Global trends (1996-2003) of total column precipitable water observed by Global Ozone Monitoring Experiment (GOME) on ERS-2 and their relation to near-surface temperature. Journal of Geophysical Research 111, D12102. https://doi.org/10.1029/2005JD006523

Wang, H., Liu, X., Chance, K., González-Abad, G., Chan Miller, C., 2014. Water vapor retrieval from OMI visible spectra. Atmospheric Measurement Techniques 7, 1901–1913. https://doi.org/10.5194/amt-7-1901-2014

Wilcoxon, F., 1945. Individual Comparisons by Ranking Methods. Biometrics Bulletin 1, 80. https://doi.org/10.2307/3001968

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 225-228. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Atenuación de la irradiancia directa espectral debida a la presencia de cirros en el Observatorio de Izaña

García-Cabrera, R.D.[1,2], Cuevas, E.[2], Barreto, A.[3,2,1], Ramos, R.[2], Bayo, C.[2], Arbelo, M.[4], Cachorro, V.E.[1], López, C.[5], Yela, M.[6]

[1] Grupo de Óptica Atmosférica, Universidad de Valladolid, Valadolid, España. rosa@goa.uva.es
[2] Centro de Investigación Atmosférica de Izaña (CIAI), Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), España.
[3] Cimel Electronique, París, Francia.
[4] Grupo de Observación de la Tierra y la Atmosfera (GOTA), Universidad de La Laguna, España.
[5] Sieltec Canarias S.L., La Laguna, Tenerife, España.
[6] Departamento de instrumentación e investigación atmosférica. Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial, Madrid, España.

Resumen: En este trabajo presentamos casos de estudio sobre la atenuación de la irradiancia directa espectral medida con el espectrorradiómetro EKO-MS 711 debido a la presencia de nubes altas (tipo cirros) en el Observatorio de Izaña (IZO; 2400 m s.n.m.) en la isla de Tenerife (Islas Canarias, España). Para identificar este tipo de nubes hemos utilizado como herramientas auxiliares las imágenes de la cámara de todo cielo (SONA) y la evolución temporal de la señal corregida en rango medida con el LiDAR. Además hemos utilizado el modelo de transferencia radiativa LibRadtran para simular la irradiancia sin la presencia de nubes, dando como parámetros de entrada el espesor óptico de aerosoles (AOD), el vapor de agua y la columna total de ozono medidos en IZO. Los resultados muestran que la irradiancia directa en el rango visible (400-800 nm) y en el rango espectral completo de medida del espectrorradiómetro (300-1100 nm) disminuye dependiendo del tipo de nubes altas. Así para el caso de cirros la disminución es del 10%, mientras que para cirrostratos la disminución es menor al 5%.

Palabras clave: irradiancia espectral directa, cirros, cirrostratos, atenuación, EKO MS-711, LiDAR, SONA.

Attenuation of spectral direct irradiance due to the presence of cirrus clouds at the Izaña Observatory

Abstract: *In this work we present the attenuation of spectral direct irradiance performed with the EKO MS-711 spectroradiometer due to the presence of high-level clouds (cirrus type) at the Izaña Observatory (IZO; 2400 m a.s.l.), Tenerife Island (Canary Islands, Spain). Auxiliary images from the sky camera (SONA) and the temporal evolution of the LIDAR range-corrected signal have been used to identify this type of clouds. We have also used the LibRadtran radiative transfer model to simulate the irradiance without the presence of clouds, giving as input parameters the aerosol optical depth (AOD), water vapour and total ozone column measured at IZO. The results show that the spectral direct irradiance in the visible range (400-800 nm) and the full spectral range of the spectroradiometer (300-1100 nm) decreases depending on the type of high-level clouds, 10% for cirrus while the decreased observed for cirrostratus is less than 5%.*

Keywords: *direct irradiance spectral, cirrus, cirrostratus, attenuation, EKO MS-711, LiDAR, SONA.*

1. INTRODUCCIÓN

La principal fuente de energía que alimenta el clima de nuestro planeta es la radiación solar y la mayoría de los cambios que tienen lugar en el clima se encuentran relacionados, en mayor o menor medida, con cambios en la radiación que llega a la superficie de la tierra. El conocimiento de la interacción entre la radiación y los componentes de la atmósfera, tales como nubes, los aerosoles, gases, etc., son cruciales para una correcta comprensión del clima. En este trabajo estudiaremos la interacción de las nubes, en particular, las nubes altas (tipo cirros) con la radiación solar. Este tipo de nubes representan una pequeña fracción de la nubosidad total en la atmósfera terrestre. Sin embargo, son únicas en el sentido que pueden provocar un calentamiento del sistema Tierra-Atmósfera, a través de dos efectos opuestos, reflejando la radiación de onda corta proveniente del sol (efecto albedo) o apantallando la radiación de onda larga proveniente de la superficie terrestre (efecto invernadero) (IPCC, 2013). Además las nubes altas tenues pueden contaminar las medidas de espesor óptico de aerosoles (Cuevas et al., 2018) por lo que es necesario caracterizar la atenuación que producen en la irradiancia directa espectral solar.

En la literatura podemos encontrar diversos estudios de la atenuación de la irradiancia en diferentes rangos espectrales, por ejemplo en el rango ultravioleta, Seckmeyeer et al. (1996) observaron una atenuación del 45% en el rango UVA y de un 60% en el rango UVB mientras que Blumthaler et al. (1994) encontraron en una estación de alta montaña (3576 m s.n.m) que a 50° de ángulo cenital solar (SZA) la irradiancia global disminuía un 10%.

En este trabajo analizamos la atenuación de la irradiancia directa espectral ocasionada por nubes altas medida con el espectrorradiómetro EKO-MS 711.

2. DESCRIPCIÓN DE LA ESTACIÓN E INSTRUMENTACIÓN

2.1. Observatorio de Izaña

El Observatorio de Izaña (IZO) está localizado en la isla de Tenerife (Islas Canarias, España, 28,3°N, 16,5°W, 2373 m s.n.m) y está gestionado por el Centro de Investigación Atmosférico de Izaña (CIAI) que pertenece a la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) (http://izana.aemet.es).

En 1984, IZO se incorpora a la Red de Vigilancia de la Contaminación de fondo (BAPMoN, *Background Air Pollution Monitoring Network*), para más tarde en 1989 entra a formar parte del programa de Vigilancia Atmosférica Global (VAG, *Global Atmosphere Watch*) de la Organización Meteorológica Mundial (OMM). Además, IZO colabora de forma activa con diferentes redes internacionales, tales como la *Network for the Detection of Atmospheric Composite Change* (NDACC) desde 1999, de la red *Precision Filter Radiometer* (GAW-PFR) desde 2001 y es *Regional Brewer Calibration Centre for Europe* (GAW RBCC-E) desde 2003. Además desde 2004 pertenece a la Red *AErosol RObotic NETwork* (AERONET), incorporándose en 2005 a la red *MicroPulse Lidar* (MPLNet), ambas redes de NASA. En 2009 se incorporó a la red *Baseline Surface Radiation* (BSRN). Recientemente (2015) la Comisión para Instrumentos y Métodos de Observación (CIMO) de la OMM nombró al Observatorio de Izaña como banco de pruebas para instrumentos de teledetección de aerosoles y vapor de agua (WMO, 2014).

El Observatorio presenta unas óptimas condiciones para el estudio de la radiación, ya que su altitud, y la presencia de una inversión de temperatura localizada casi permanente por debajo de su nivel, permiten unas condiciones representativas de troposfera libre con un gran número de días despejados y limpios. La gran transparencia y estabilidad de la atmósfera permiten la realización de calibraciones mediante la técnica *Langley Plot* (Toledano et al., 2018) de diferentes tipos de espectrorradiómetro que miden radiación solar, aerosoles, agua precipitable, ozono, y otros componentes atmosféricos.

2.2. Instrumentación

Espectrorradiómetro EKO MS-711

El espectrorradiómetro EKO MS-711 está diseñado para medir irradiancia global espectral en el rango comprendido entre 300 y 1100 nm cada 0,4 nm con una anchura a media altura (FWMH) de 7 nm. A este instrumento se le ha añadido un colimador que permite medir irradiancia directa espectral (Cuevas et al., 2017).

LiDAR

El LiDAR utilizado en este trabajo es un Micro-pulse lidar (MPL), que pertenece al Área de Investigación Atmosférica del INTA (Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial) y opera en Santa Cruz de Tenerife (52 m s.n.m.) en colaboración con CIAI-AEMET (Córdoba et al., 2011; Berjón et al., 2018). Este sistema emite pulsos de baja potencia (7-10 μJ), con una alta frecuencia de repetición (2500 Hz) a una única longitud de onda (523 nm).

Cámara de todo cielo (SONA)

La cámara SONA ha sido desarrollada por SIELTEC-Canarias y permite capturar, clasificar y procesar imágenes de todo cielo, cubriendo un campo de visión de 180° con una frecuencia de 5 minutos (González et al., 2013).

3. METODOLOGÍA

Una vez identificada la presencia de nubes altas con la ayuda de la cámara SONA y el LiDAR (Figura 1), hemos determinado y analizado la evolución diaria de la irradiancia directa (DNI) medida con el EKO MS-711 a una longitud de onda determinada (500 nm), para el 29/03/2017 (Figura 2). En este día despejado entorno al mediodía solar, se apreciaron nubes altas, por encima de 8 km, a primeras horas de la mañana y a partir de las 16:00 UTC (Figura 1). Se trataba de un día con baja turbiedad ya que, según los datos de AERONET, el promedio de espesor óptico de aerosoles (AOD) a 500 nm era de 0,038.

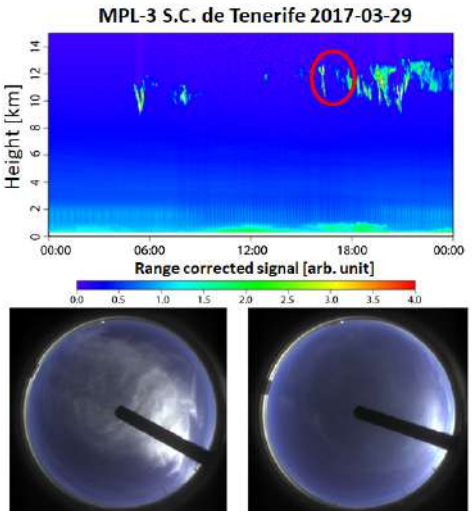


Figura 1. *Evolución temporal de la señal corregida en rango medida con el LiDAR el 29/03/2017 e imágenes tomadas con la cámara SONA a las 16:10 y 17:10 UTC en el Observatorio de Izaña.*

En la Figura 2 se observa que en torno a las 16:00 y 17:00 UTC hay una disminución de la irradiancia directa, que coincide con la presencia de nubes detectadas por el LiDAR y las imágenes de la cámara SONA (Figura 1). Estas nubes, localizadas entre 10 y 12 km aproximadamente, son nubes cirros y cirrostratos. Los cirros son nubes separadas en forma de filamentos blancos y delicados., o bancos o bandas estrechas, blancas o casi blancas. Estas nubes tienen una apariencia fibrosa (semejante a cabellos), o de brillo sedoso o ambos a la vez, mientras que los cirrostratos forman un velo nuboso transparente y blanquecino, de aspecto fibroso o liso, que cubren total o parcialmente el cielo y que producen generalmente halos (WMO, 1993).

Para estudiar la atenuación de la irradiancia directa (DNI_{CE}) hemos utilizado el modelo de transferencia radiativa, LibRadtran (Mayer y Kylling (2005); Emde at al. (2016)) con el fin de evaluar cómo afecta este tipo de nubes a la irradiancia espectral directa que llega a la superficie. La atenuación se determinó a partir de la ecuación 1:

$$DNI_{CE} = \frac{(DNI - DNI_{CS})}{DNI_{CS}} \cdot 100 \qquad (1)$$

donde DNI es la irradiancia espectral directa medida por el espectrorradiómetro y DNI_{CS} es la irradiancia espectral simulada con el modelo LibRadtran sin considerar las nubes.

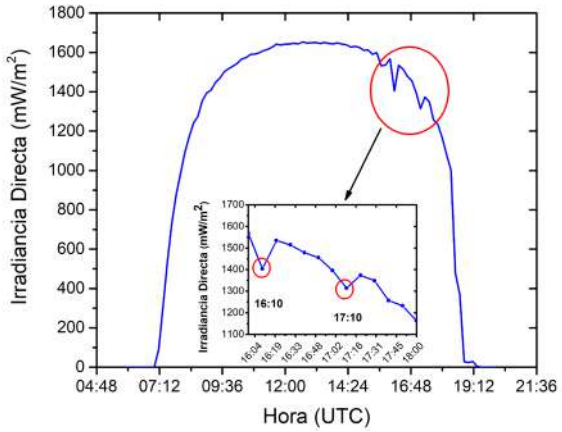


Figura 2. *Evaluación diaria de la irradiancia directa a 500 nm medida con el espectrorradiómetro EKO-MS 711 el día 29/03/2017 en el Observatorio de Izaña..*

Para analizar la bondad del modelo (Figura 3), se simuló momentos despejados del día de estudio, en particular, a las 11:00 UTC (SZA 39,7°) y las 13:30 (SZA 25,1°). Los parámetros de entrada utilizados en el modelo fueron el espesor óptico de aerosoles, el vapor de agua y la columna total de ozono, todos ellos medidos *in situ* en la estación de Izaña con diferentes técnicas (García et al. (2014, 2019)). Comparando la irradiancia directa medida por el espectrorradiómetro y la simulada por el modelo en el rango visible (400-800 nm) y en el rango de medida del espectrorradiómetro (300-1100 nm) se obtuvieron diferencias inferiores al 0,5% en ambos rangos espectrales.

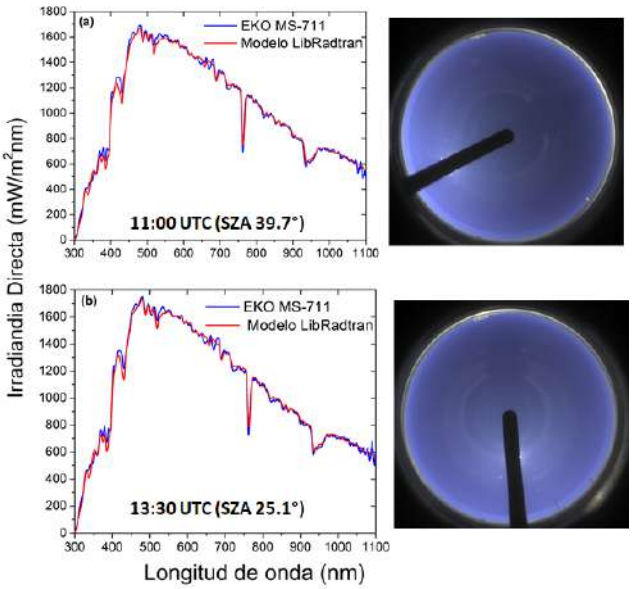


Figura 3. *Comparación entre las medidas de irradiancia espectral directa medidas con el espectrorradiómetro EKO MS-711 (línea azul) y las simuladas con el modelo LibRadtran (línea roja) el 29/03/2017 en la estación de Izaña a las (a) 11:00 UTC (SZA 39,7°) y (b) 13:30 UTC (SZA 25,1°) junto a las imágenes tomadas por la cámara SONA.*

4. RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Los resultados muestran que la presencia de nubes tipo cirros producen una disminución en la irradiancia directa de 9,7% y 10,2% para los rangos visible (400-800 nm) y el rango comprendido entre 300-1100 nm, respectivamente, a las 16:10 UTC (SZA 49,4º) y de 3,9% y 4,6% a las 17:10 (SZA 62,0) (Tabla 1; Figura 4). Estos resultados están en buen acuerdo coinciden con los obtenidos por Blumthlaer et al. (1994) en una estación de alta montaña.

La diferencia en la atenuación es debida a los diferentes tipos de nubes altas que registramos en cada uno de los momentos. Como se observa en las imágenes de la SONA (Figura 4), a las 16:10 tenemos nubes más densas de tipo cirros, situados entre 10,9 y 12,5 km, mientras que a las 17:10 se observa una capa de cirrostratos más delgada situada entre los 11,6 y los 12,4 km. Sin duda, el espesor de las nubes influye en el grado de atenuación de la irradiancia, así para las 16:10 tenemos un espesor de los cirros de 1,6 km, mientras que a las 17:10 el espesor se reduce a 0,8 km, según se observa en los datos del LIDAR.

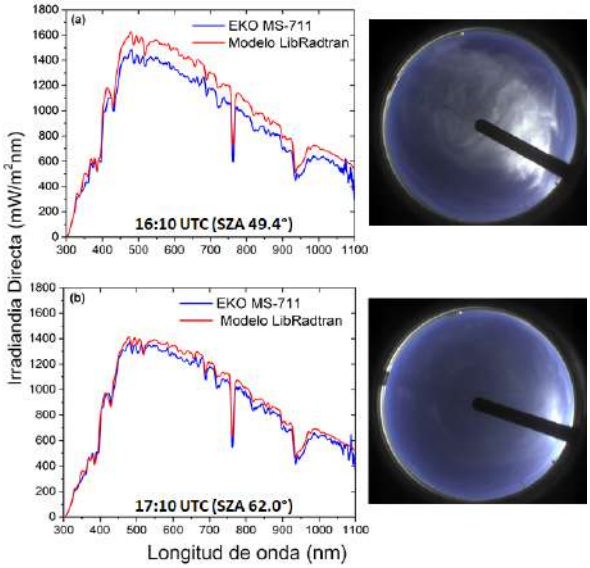


Figura 4. *Comparación entre las medidas de irradiancia espectral directa medidas con el espectrorradiómetro EKO MS-711 (línea azul) y las simuladas con el modelo LibRadtran (línea roja) el 29/03/2017 en la estación de Izaña a las (a) 16:10 (SZA 49,4°) y (b) 17:10 UTC (SZA 62,0°) junto a las imágenes tomadas por la cámara SONA.*

Tabla 1. *Resultados de la atenuación de la irradiancia espectral directa medidas con el espectrorradiómetro debida a la presencia de nubes altas en el Observatorio de Izaña el 29/03/2017.*

	Rango VIS (400-800 nm)			Rango: 300-1100 nm		
Hora UTC	DNI (W/m^2)	DNI_{CS} (W/m^2)	DNI_{CE} (%)	DNI (W/m^2)	DNI_{CS} (W/m^2)	DNI_{CE} (%)
16:10	491,1	543,6	-9,7	728,4	811,5	-10,2
17:10	468,7	487,6	-3,9	698,8	732,2	-4,6

Estos resultados preliminares han servido para demostrar la capacidad del espectrorradiómetro EKO MS-711 para poder abordar el análisis de la atenuación

de cirros junto con información adicional proporcionada por otros sistemas de observación (cámara de todo cielo, LIDAR MPL y fotómetros solares) y con simulaciones con LibRadtran. Una vez implementada la metodología expuesta en este trabajo se realizará un estudio sistemático de, al menos un año, sobre la atenuación que ocasionan nubes altas sobre la irradiancia directa normal solar tanto en atmósfera muy limpia como en atmósfera turbia con diferente contenido de polvo mineral del Sáhara.

5. BIBLIOGRAFÍA

Berjón, A., Barreto, A., Hernández, Y., Yela, M., Toledano, C., Cuevas, E.: A 10-year characterization of the Saharan Air Layer lidar ratio in the subtropical North Atlantic, Atmos. Chem. Phys. Discuss., https://doi.org/10.5194/acp-2018-1315, in review, 2019.

Blumthaler, M., Ambach, W., Salzgeber, M. Effects of cloudiness on global and diffuse Theor Appl Climatol 50, 23-30, 1994.

Córdoba-Jabonero, C., Sorribas, M., Guerrero-Rascado, J.L., Adame, J. A., Hernández, Y., Lyamani, H., Cachorro, V., Gil, M., Alados-Arboledas, L., Cuevas, E., de la Morena, B.: Synergetic monitoring of Saharan dust plumes and potential impact on surface: a case study of dust transport from Canary Islands to Iberian Peninsula, Atmos. Chem. Phys., 11, 3067-3091, https://doi.org/10.5194/acp-11-3067-2011, 2011.

Cuevas, E., Romero-Campos, P.M., Kouremeti, N., Kazadzis, S., García, R.D., Barreto, A., Guirado-Fuentes, C., Ramos, R., Toledano, C., Almansa, F., Gröbner, J. Aerosol Optical Depth comparison between GAW-PFR and AERONET-Cimel radiometers from long term (2005–2015) 1-minute synchronous measurements, Atmos. Meas. Tech. Discuss., https://doi.org/10.5194/amt-2018-438, 2018.

García, R.D., García, O.E., Cuevas, E., Cachorro, V.E., Romero-Campos, P.M., Ramos, R., de Frutos, A. M. Solar radiation measurements compared to simulations at the BSRN Izaña station. Mineral dust radiative forcing and efficiency study, Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 119, 179–194, https://doi.org/doi:10.1002/2013JD020301,2014.

García, R.D., Cuevas, E., Ramos, R., Cachorro, V.E., Redondas, A., Moreno-Ruiz, J.A. Description of the Baseline Surface Radiation Network (BSRN) station at the Izaña Observatory (2009–2017): measurements and quality control/assurance procedures, Geosci. Instrum. Method. Data Syst., 8, 77-96, https://doi.org/10.5194/gi-8-77-2019, 2019.

González, Y., López, C., Cuevas, E. Cloud nowcasting: Motion analysis of all sky images using velocity fields, Instrum. View, pp 14, 61, 2013.

IPCC: The Physical Science Basis. Intergovernmental Panel on Climate Change, https://doi.org/doi:10.1017/CBO9781107415324, 2013.

Mayer, B., Kylling, A. Technical note: The libRadtran software package for radiative transfer calculations - description and examples of use, Atmospheric Chemistry and Physics, 5, 1855–1877, https://doi.org/10.5194/acp-5-1855-2005, 2005.

Seckmeyer, G., Erb, R., Albold, A. Transmittance of a cloud is wavelength-dependent in the UV-range. Geophysical Research Letters, 23(20), 2753-2755, 1996.

Toledano, C., González, R., Fuertes, D., Cuevas, E., Eck, T.F., Kazadzis, S., Kouremeti, N., Gröbner, J., Goloub, P., Blarel, L., Román, R., Barreto, Á., Berjón, A., Holben, B.N., Cachorro, V.E.: Assessment of Sun photometer Langley calibration at the high-elevation sites Mauna Loa and Izaña, Atmos. Chem. Phys., 18, 14555-14567, https://doi.org/10.5194/acp-18-14555-2018, 2018.

WMO: Atlas internacional de nubes (Volumen I). Secretaría de la Organización Meteorológica Mundial, OMM-N° 407, Ginebra, Suiza, 1993.

WMO: Guide to Meteorological Instruments and Methods of Observation: (CIMO guide). 2014. Secretariat of the World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 229-232. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Downscaling estadístico del servicio CAMS para la predicción de radiación solar global con datos Meteosat y técnicas de aprendizaje máquina

Cornejo-Bueno, L.[(1)], Casanova-Mateo, C.[(2)], Sanz-Justo, J.[(3)], Gómez-Aragón, D.[(3)], Salvador-González, P.[(3)], Salcedo-Sanz, S.[(4)], Casanova-Roque, J.L.[(3)]

[(1)] Universidad Rey Juan Carlos, Camino del Molino s/n – 28943 Fuenlabrada, Madrid, España. laura.cornejo@urjc.es
[(2)] Universidad Politécnica de Madrid, Alfonso XII 3 y 5 – 28014 Madrid, España.
[(3)] Universidad de Valladolid, LATUV Edificio I+D – 47011 Valladolid, España.
[(4)] Universidad de Alcalá, Campus Universitario - 28871 Alcalá de Henares, Madrid, España.

Resumen: En este trabajo se presenta un análisis comparativo de la capacidad que tienen diferentes técnicas de regresión del ámbito del aprendizaje máquina para mejorar, a nivel local (*downscaling* estadístico), la predicción de radiación solar global que proporciona el Servicio de Monitorización de la Atmosfera de Copérnico (CAMS). Concretamente se evalúa la capacidad de 4 algoritmos avanzados: Máquinas de Vectores Soporte, Redes Neuronales (2 tipos) y Procesos Gaussianos. Como datos de entrada para las regresiones se utiliza un índice de nubosidad, los valores de reflectancia de los canales visibles del satélite Meteosat-8 y las propias predicciones realizadas por el servicio CAMS. Los resultados obtenidos muestran que la metodología propuesta mejora significativamente las predicciones del servicio CAMS.

Palabras clave: radiación solar, predicción, Meteosat, aprendizaje máquina, CAMS.

CAMS service statistical downscaling for global solar radiation prediction using Meteosat data and machine learning techniques

Abstract: *In this work we show a comparative analysis of the ability of different Machine Learning regression techniques to improve the outputs of the Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) at local level (statistical dowscaling), Specifically, we evaluate the skill of four state-of-the-art algorithms: , Support Vector Regression, Neural Networks (2 types)and Gaussian Processes. We use a cloud index, several reflectivity values from Meteosat visible images and the predictions delivered by the CAMS service as the regressors' inputs. The results obtained show that the proposed methodology significantly improves CAMS service predictions.*

Keywords: *solar radiation, prediction, Meteosat, machine learning, CAMS.*

1. INTRODUCCIÓN

El uso de la energía solar como fuente de energía renovable es uno de los recursos que mayor expansión ha tenido en los últimos años, sobre todo en el Este y Sur de Europa, donde puede explotarse de una manera más eficiente a lo largo de todo el año (Kalogiru, 2014). La predicción de la radiación solar esperada en las próximas horas es un proceso eminentemente estocástico, ya que depende de varios factores tales como la proporción de aerosoles u ozono en la atmósfera y, de una manera singular, de la nubosidad existente en la zona (Salcedo-Sanz et al., 2014a). Por ello, con el fin de realizar una predicción lo más certera posible, varias han sido las aproximaciones estudiadas en los últimos años. Entre ellas, el uso de técnicas de Aprendizaje Máquina combinadas junto con diferentes tipos de parámetros geográficos o atmosféricos, tales como la latitud, la longitud, la temperatura, la velocidad y dirección del viento, el número de horas de luz o la precipitación han arrojado resultados esperanzadores para la predicción de la radiación solar (Mellit y Kalogirou, 2008; Mubiru, 2008). Los principales algoritmos que se han utilizado han sido las Redes Neuronales (Benghanem y Mellit, 2010), las Máquinas de Vectores Soporte (Zhang et al., 2013), los Procesos Gaussianos (Salcedo-Sanz et al., 2014) o diferentes combinaciones de estas técnicas (Ibrahim y Khatib, 2017).

Por otro lado, como se ha comentado anteriormente, la nubosidad juega un papel fundamental en la cantidad de radiación solar que llega a la superficie terrestre y que, por ende, puede ser empleada como fuente para generación de energía eléctrica. Por ello, el uso de satélites de observación de la Tierra ha sido también explorado en varios trabajos con el fin de estimar la cantidad de radiación solar utilizable (Wainaina-Kariuki y Sato, 2018). Entre las diferentes plataformas disponibles, los satélites geoestacionarios son, sin duda alguna, los óptimos para obtener información útil, dado su principio de funcionamiento (observar siempre la misma superficie) y su excelente resolución temporal (Polo et al. 2008). De hecho, la información satelital se ha convertido en un pilar fundamental para el desarrollo de servicios de apoyo a la toma de decisiones, como el Servicio de Monitorización de la Atmosfera de Copérnico (CAMS) (Schroedter-Homscheidt et al., 2016). Este servicio está prestando, desde hace pocas fechas, información de alta calidad a un número importante de instituciones y empresas para la predicción de radiación solar.

En este trabajo se presenta un análisis comparativo de la capacidad que tienen diferentes técnicas de regresión del ámbito del aprendizaje máquina para mejorar, a nivel local (*downscaling* estadístico), la predicción de radiación solar global que proporciona el servicio CAMS. Concretamente

se evalúa la capacidad de 4 algoritmos de regresión: Máquinas de Vectores Soporte, Perceptrones Multicapa, Máquinas de Entrenamiento Extremo y Procesos Gaussianos. Como datos de entrada, se utiliza un índice de nubosidad, los valores de reflectancia de los canales visibles del satélite Meteosat-8 y las propias predicciones realizadas por el modelo CAMS. Los resultados obtenidos se comparan con las propias salidas del modelo CAMS.

2. DATOS Y METODOLOGÍA

2.1. Descripción de los datos

Para el desarrollo de este trabajo se han empleado valores de reflectancia de los canales visibles 0,6 μm (VIS 0.6) y 0,8 μm (VIS 0.8) del radiómetro SEVIRI (*Spinning Enhanced Visible and InfraRed Imager*) embarcado en el satélite Meteosat-8. Las imágenes son procesadas en el Laboratorio de Teledetección de la Universidad de Valladolid (LATUV).

El área de estudio seleccionada ha sido la estación radiométrica de Toledo, España (39°53' N, 4°02' W, altitud 515 m). La estación, incluida dentro de la Red Radiométrica Nacional, es gestionada por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) mediante procedimientos y protocolos certificados con la norma ISO 9001:2008, lo que garantiza la calidad y fiabilidad de los datos medidos. Concretamente, para el desarrollo de este trabajo, se ha dispuesto de un año completo de medidas de radiación solar global, obtenidas mediante un piranómetro Kipp & Zonen CM-11. La serie de datos abarca desde el 1 de mayo de 2013 hasta el 30 de abril de 2014 (desde las 05:00 hasta las 20:00 UTC).

Para poder estimar la radiación solar global mediante imágenes Meteosat en la estación radiométrica de Toledo se ha aplicado un criterio de cercanía consistente en elegir el píxel más cercano a dicha estación en el sentido de distancia Euclidea mínima. Una vez identificado el píxel más cercano, se ha extraído la reflectancia VIS 0.6 y VIS 0.8 tanto de ese píxel como de los 8 píxeles ubicados alrededor de él. De esta manera, se ha dispuesto de 18 valores de reflectancia (9 para el VIS 0.6 y 9 para el VIS 0.8) obtenidos cada 15 minutos. Por último, dado que los datos de radiación solar global de la estación de Toledo sólo estaban disponibles con un intervalo temporal de 1 hora, se han calculado los valores horarios de reflectancia de cada uno de los 18 puntos.

Por otro lado, con los valores de reflectancia VIS 0.6 y VIS 0.8 obtenidos, se ha calculado el índice de nubosidad propuesto en el modelo Heliosat-2 (Rigollier et al., 2004). En este modelo, el índice de nubosidad n(i, j) es definido en el instante t para el píxel (i, j) de la siguiente manera:

$$n(i,j) = \frac{\rho(i,j) - \rho_g(i,j)}{\rho_{nube}(i,j) - \rho_g(i,j)} \quad (1)$$

Donde ρ (i, j) es la reflectancia satelital, o albedo aparente, en el instante t para el píxel (i, j), ρ_{nube} (i, j) es el albedo aparente de las nubes y ρ_g (i, j) es el albedo aparente de la superficie en condiciones de cielo despejado.

El modelo CAMS para la estimación de radiación solar está basado en la combinación de 2 fuentes de información: un novedoso modelo de cielo despejado desarrollado por Lefèvre et al. (2013) que calcula la radiación solar global y la directa, y una versión mejorada de la metodología Heliosat expuesta (Qu et al., 2017), para calcular la irradiancia solar que llega a la superficie terrestre tanto en condiciones de cielo claro como con nubosidad.

Con carácter previo a la ejecución de los diferentes experimentos, se ha realizado una búsqueda y corrección de lagunas en la serie de reflectancias VIS 0.6 y VIS 0.8.

2.2. Metodología

Con el fin de evaluar la posibilidad de mejorar a nivel local las predicciones del servicio CAMS, se han evaluado 4 algoritmos avanzados de regresión basados en aprendizaje máquina: Máquinas de Vectores Soporte (SVR) (Salcedo-Sanz et al., 2014b), Perceptrones Multicapa (MLP) (Bishop, 1995), Máquinas de Entrenamiento Extremo (ELM) (Huang y Zhu, 2006) y Procesos Gaussianos (GPR) (Rasmussen y Williams, 2006). Algunas características generales de estos métodos son las siguientes: el algoritmo ELM presenta un tiempo de entrenamiento muy rápido, ya que está basado en el cálculo de la matriz pseudo-inversa de la red, mediante el algoritmo de Penrose-More. Por el contrario, el algoritmo GPR es muy costoso en términos computacionales y, en ocasiones, ha mostrado una baja capacidad de predicción con bases de datos muy grandes. El algoritmo MLP con la configuración de entrenamiento Levenberg-Marquardt (Hagan y Menhaj, 1994) presenta unas capacidades de predicción robustas, sin embargo, su tiempo de cálculo es superior al ELM. En este trabajo se ha utilizado la misma estructura tanto para el algoritmo MLP como para el ELM, con la única diferencia obvia del esquema de entrenamiento. Por último, el algoritmo SVR es, en términos de demanda computacional, similar al MLP, amplificado en la fase de validación, donde los hiper-parámetros se fijan mediante una búsqueda de cuadrícula del espacio de variables de búsqueda.

Los algoritmos MLP y SVR se han implementado en MATLAB con las características que este software proporciona, para el algoritmo ELM se ha empleado el software de (Huang y Zhu, 2006) y para el algoritmo GPR se ha utilizado el paquete algorítmico simpleR (Camps-Valls).

3. RESULTADOS

Al objeto de evaluar la capacidad de los 4 algoritmos propuestos para mejorar la predicción del servicio CAMS, se han ejecutado varios experimentos en los que, como datos de entrada, siempre se han considerado los valores de reflectancia de los dos canales VIS 0.6 y VIS 0.8 del satélite Meteosat, los índices de nubosidad calculada según la metodología expuesta en el apartado anterior (también con los dos canales Meteosat) y los valores de radiación solar global del propio servicio CAMS. Los experimentos se han realizado en el intervalo de estudio indicado y como variable objetivo se ha utilizado la serie histórica de datos de radiación solar global de la estación radiométrica de Toledo. Los datos de entrada se han separado siguiendo la proporción siguiente: 80% de los datos para entrenamiento y 20% de los datos restantes para test.

La capacidad predicción de cada uno de los modelos ha sido evaluada en términos de sesgo, varianza y

correlación, calculando las siguientes métricas: Error de Sesgo Medio (MBE), Error Absoluto Medio (MAE), Error Cuadrático Medio (RMSE) y el Coeficiente de Pearson (r^2). Estas métricas también se han calculado para la predicción CAMS al objeto de poder evaluar convenientemente el rendimiento de los algoritmos. Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. *Comparación entre las métricas obtenidas para la predicción de radiación solar global en la estación de Toledo con el servicio CAMS y los diferentes algoritmos de regresión.*

Experimento		MBE (W/m²)	MAE (W/m²)	RMSE (W/m²)	r²
CAMS		5,06	58,09	85,71	0,9212
CAMS + índice nubosidad + reflectancia (37 inputs)	ELM	-0,29	47,68	70,14	0,9466
	GPR	1,06	47,25	74,22	0,9452
	MLP	0,33	53,33	85,46	0,9210
	SVM	14,18	14,18	104,20	0,8908

Como puede comprobarse, de los 4 algoritmos evaluados hay 2 que obtienen resultados mejores que los que facilita el servicio CAMS: se trata de la ELM y los GPR. En el caso de la ELM, los valores de MAE y RMSE (47,68 y 70,14 W/m² respectivamente) son significativamente mejores que los valores que arroja el servicio CAMS (58,09 y 85,71 W/m² respectivamente). Lo mismo sucede con el algoritmo GPR que también obtiene métricas (47,25 y 74,22 W/m² respectivamente) superiores a las del servicio CAMS. En el caso del algoritmo MLP, si bien los resultados que obtiene (53,33 y 85,46 W/m² respectivamente) son, en términos generales, mejores que los del servicio CAMS, se trata de valores con un orden de magnitud muy similar, por lo que no se lograría una mejora muy significativa con este algoritmo. Por último, el algoritmo SVM no es capaz de mejorar los valores del servicio CAMS, pues presenta un resultado de RMSE (104,20 W/m²) claramente inferior al servicio CAMS, lo que pone de manifiesto la sensibilidad del algoritmo SVM a los errores más grandes. Conclusiones similares se pueden obtener de la lectura de los coeficientes de Pearson: los algoritmos ELM y GPR (0,9466 y 0,9452 valores respectivamente) lograr mejores resultados que el servicio CAMS (0,9212), el algoritmo MLP obtiene un resultado similar (0,9210) al servicio CAMS y el algoritmo SVM (0,8908) no es capaz de mejorar los resultados de CAMS.

Para poder tener una idea visual de la capacidad del algoritmo ELM aplicado con la metodología propuesta para pronosticar la radiación solar global en la zona de estudio, en la Figura 1 se presenta una comparativa entre las salidas del citado algoritmo frente a las medidas reales. Los datos corresponden a los primeros 100 datos de muestra, desde el 25 de mayo a las 19:00 horas hasta el 25 de junio a las 06:00 horas.

Fácilmente se puede observar como el algoritmo ELM es capaz de simular la tendencia en la evolución de la radiación solar, incluso en situaciones complejas con presencia de nubes (zona comprendida entre las 40 y 50 medidas). Este buen comportamiento también se pone de manifiesto en el diagrama de dispersión, tal y como se puede comprobar en la Figura 2. Estos resultados evidencian la capacidad de estas técnicas para mejorar los valores del servicio CAMS.

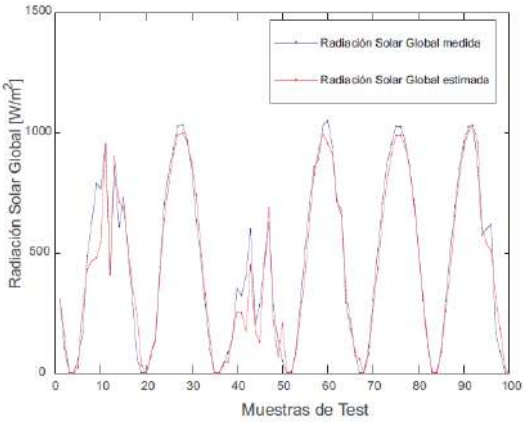


Figura 1. *Comparativa entre el algoritmo ELM y los datos reales medidos en la estación de Toledo.*

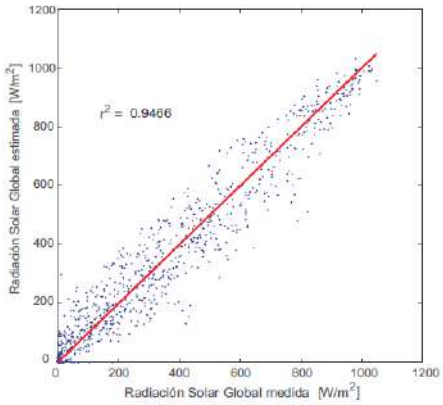


Figura 2. *Diagrama de dispersión obtenido con el algoritmo ELM.*

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se ha presentado un análisis comparativo de la capacidad que tienen 4 algoritmos de regresión basado en aprendizaje máquina para mejorar, a nivel local (*downscaling* estadístico), la predicción de radiación solar global que proporciona el servicio CAMS. Como datos de entrada se ha utilizado un índice de nubosidad, los valores de reflectancia de los dos canales visibles del satélite Meteosat-8 y las propias predicciones realizadas por el servicio CAMS. El estudio se ha realizado utilizando como datos de verificación las medidas de radiación solar de la estación radiométrica de Toledo (España). De entre los 4 algoritmos analizados, las Máquinas de Entrenamiento Extremo (ELM) y los Procesos Gaussianos (GPR) han mostrado un mejor comportamiento con valores de MAE (47,68 y 47,25 W/m²) y RMSE (70,14 y 74,22 W/m²) mejores a los que arroja el propio servicio CAMS (MAE 58,09 W/m²; RMSE 85,71 W/m²).

5. BIBLIOGRAFÍA

Benghanem, M., Mellit, A., 2010. Radial Basis Function Network-based prediction of global solar radiation data: application for sizing of a stand-alone photovoltaic system at Al-Madinah, Saudi Arabia. Energy 35 (9), 3751–3762.

Bishop, C.M. 1995. Neural Networks for Pattern Recognition. Oxford University Press.

Hagan, M.T., Menhaj, M.B., 1994. Training feed forward network with the Marquardt algorithm. IEEE Trans. Neural Netw. 5 (6).

Huang, G.B., Zhu, Q.Y., 2006. Extreme learning machine: theory and applications. Neurocomputing 70, 489–501.

Ibrahim, I.A., Khatib, T., 2017. A novel hybrid model for hourly global solar radiation prediction using random forests technique and firefly algorithm. Energy Conversion and Management, 138, 413–425.

Kalogirou, S.A., 2014. Designing and modeling solar energy systems. pp. 583–699. Chapter 11. Solar Energy Engineering. Second edition.

Lefèvre, M., Oumbe, A., Blanc, P., Espinar, B., Gschwind, B., Qu, Z., et al., 2013. McClear: a new model estimating downwelling solar radiation at ground level in clear-sky conditions. Atmospheric Measurement Techniques 6, 2403–2418.

Mellit, A., Kalogirou, S.A., 2008. Artificial intelligence techniques for photovoltaic applications: a review. Progress in Energy and Combustion Science 34 (5), 574–632.

Mubiru, J., 2008. Predicting total solar irradiation values using artificial neural networks. Renewable Energy 33, 2329–2332.

Polo J., Zarzalejo L.F., Ramírez L., (2008). Solar Radiation Derived from satellite Images, pp. 449-460. Chapter 18 from: Modeling Solar Radiation at the Earth Surface. Edited by Viorel Badescu. Springer-Verlag.

Qu, Z., Oumbe, A., Blanc, P., Espinar, B., Gesell, G., Gschwind, B., et al., 2017. Fast radiative transfer parameterization for assessing the surface solar irradiance: The Heliosat-4 method. Meteorologische Zeitschrift 26, 33–57.

Rasmussen, C.E., Williams, K.H. 2006. Gaussian Processes for Machine Learning. MIT Press.

Rigollier, C., Lefévre, M., Wald, L., 2004. The method Heliosat-2 for deriving shortwave solar radiation from satellite images. Solar Energy 77, 159–169.

Schroedter-Homscheidt, M., Arola, A., Killius, N., Lefèvre, M., Saboret, L., Wandji, W., Wald, L., Wey, E., 2016. The Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) Radiation Service in a nutshell. In: Proc. of the 22nd Solar PACES Conference, Abu Dhabi, United Arab Emirates.

Salcedo-Sanz, S., Casanova-Mateo, C., Muñoz-Marí, J., Camps-Valls, G., 2014a. Efficient prediction of daily global solar irradiation using temporal Gaussian Processes. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters 11 (11), 1136–1140.

Salcedo-Sanz, S., Rojo, J.L., Martínez-Ramón, M., Camps-Valls, G., 2014b. Support vector machines in engineering: an overview. WIREs Data Mining and Knowledge Discovery. 4 (3), 234–267.

Camps-Valls, G. Simple Regression toolbox (simpleR), http://www.uv.es/gcamps/software.html.

Wainaina-Kariuki, B., Sato, T., 2018. Interannual and spatial variability of solar radiation energy potential in Kenya using Meteosat satellite. Renewable Energy 116, 88–96.

Zhang, Q., Yang, L.T., Chen, Z., Li, P., 2018. A survey on deep learning for big data. Information Fusion 42, 146.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 233-236. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Uso de la banda espectral a 1.38 µm de Sentinel-3 SLSTR para la identificación y eliminación de nubes tipo cirros, mediante algoritmos empíricos

Fortea, J.C., Moreno, J.
Laboratorio de Procesado de Imágenes, Universitat de València. C/ Catedrático José Beltrán, 2
46980 Paterna, Valencia, España.
juan.fortea@uv.es

Resumen: La identificación de nubes es una de las primeras tareas realizadas cuando se utilizan imágenes de satélite para aplicaciones terrestres y de océanos. El tipo de nube cirros son delgadas, transparentes o semitransparentes en casi todas las bandas espectrales de la zona visible del espectro, haciéndolas un tipo de nubes de difícil identificación en muchos casos. La banda espectral centrada en la zona cercana a la banda de absorción del vapor de agua, en 1,38 µm, ha demostrado ser una herramienta muy útil para identificar este tipo de nubes del género cirros, y es por ello que se ha incluido esta banda espectral en los últimos sensores y plataformas. Los cirros están formados por cristales de hielo de agua, y se forman en los niveles más altos de la troposfera, normalmente entre 7 y 20 km de altura sobre la superficie terrestre. Las últimas estimaciones indican que la cobertura nubosa de cirros puede llegar a ser del 30% de la cobertura del globo, y se estima que se ha duplicado a lo largo de los últimos 40 años. Este trabajo contribuye a la manera de cómo el efecto de este género de nubes puede ser corregido a partir de la reflectividad en el techo de la atmósfera (TOA), en lugar de eliminar completamente los píxeles que han sido identificados cómo cubiertos por algunos de los tipos de nubes del género cirros. En el trabajo aplicamos el algoritmo empírico al sensor SLSTR a bordo del satélite Sentinel-3, haciendo uso de la banda espectral de cirros.

Palabras clave: cirros, nubes, corrección atmosférica, Sentinel, Copernicus.

Use of the cirrus band from Sentinel-3 SLSTR for identification and elimination of cirrus clouds, using empiric algorithms

Abstract: *Cloud identification is one of the first tasks usually carried out when using satellite imagery for land and ocean applications. Cirrus clouds are thin, transparent, or semi-transparent in most visible spectral bands, and so they are one of the most elusive cloud types. A spectral band centred near the strong 1.38 µm water vapor absorption band is useful for monitoring cirrus clouds, thus that band has been incorporated into the latest sensors and platforms. Cirrus clouds comprise ice crystals, and form at high altitudes at the highest layers of the troposphere, normally 7-20 km above the Earth's surface. Recent observations have shown that cirrus cover can be as high as 30% of the globe, and has doubled over the past 40 years. This work contributes to how the effect of cirrus clouds can be removed from the surface reflectance at the TOA (Top of the Atmosphere) instead of eliminating pixels identified as being covered by cirrus clouds. In this work we apply an empirical algorithm to the SLSTR sensor on board the Sentinel-3A satellite, using the cirrus spectral band.*

Keywords: *cirrus, clouds, Sentinel, Copernicus, cloud screening, atmospheric correction.*

1. INTRODUCCIÓN

Debido a que el vapor de agua está concentrado principalmente en las capas más bajas de la atmósfera, la radiación solar reflejada en la banda espectral de cirros a 1.38 µm es absorbida en gran medida en las capas más bajas atmosféricas. La elección de esta banda espectral responde a la intención de detectar radiación en esta zona espectral reflejada por nubes del género cirros, situadas en las capas más altas de la atmósfera, y que no es absorbida completamente por la cantidad de vapor de agua situada en la zona superior a estas nubes.

Este algoritmo empírico (Gao et al., 2002) utiliza información obtenida de la banda espectral de cirros para corregir los efectos de las nubes género cirros en otras bandas espectrales.

Esta metodología está basada en la relación casi lineal que existe entre la reflectividad de las nubes género cirros en la banda espectral de cirros y su respuesta espectral en otras bandas del espectro visible e infrarrojo próximo.

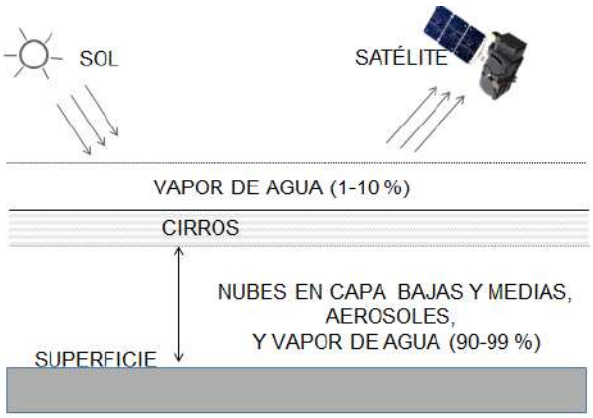


Figura 1. *Geometría de iluminación y observación. El sistema Tierra-Atmósfera puede ser simplificado en este caso como formado por tres capas.*

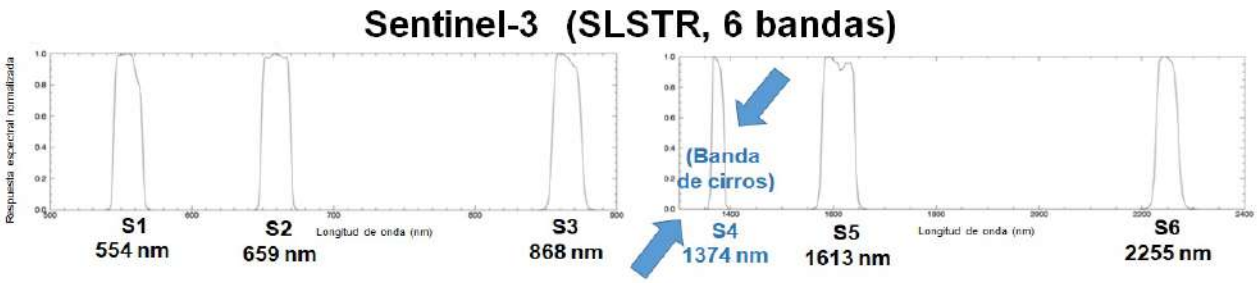


Figura 2. *Bandas espectrales del SLSTR-Sentinel-3 . Banda espectral de cirros: S4 (1374 nm).*

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Metodología

La reflectividad TOA puede ser expresada de la forma:

$$\rho^*=(\pi \cdot L)/(\mu_0 \cdot E_0) \quad (1)$$

L: Radiancia en la banda espectral, μ_0: Coseno ángulo solar cenital, E_0: Irradiancia Solar TOA.

Si tenemos en el píxel una nube del género cirros, para cada banda espectral tenemos:

$$\rho^*=\rho_c+T_c \cdot \rho \quad (2)$$

ρ_c: Reflectividad de los cirros, T_c: Transmisividad en las dos direcciones (directa y difusa) a través de las nubes cirros, ρ: Reflectividad de la superficie.

Si suponemos la relación lineal entre la reflectividad de los cirros en la banda espectral de cirros ρ_c (1378 nm) y otra banda espectral seleccionada, $\rho_c(\lambda)$.

$$\rho_c(1378\ nm)=K_\lambda \cdot \rho_c(\lambda) \quad (3)$$

K_λ: Parámetro empírico.

Podemos obtener la llamada 'imagen corregida de la radiancia de los cirros' como

$$Tc \cdot \rho=\rho^*-\rho_c(1378\ nm) \quad (4)$$

2.2. Material

Aplicamos esta metodología a las imágenes adquiridas el día 31 de enero de 2017 a las 10:23 h (UTC), por el sensor SLSTR, a bordo del satélite Sentinel-3 Copernicus, observando en este caso el sudeste de la Península Ibérica.

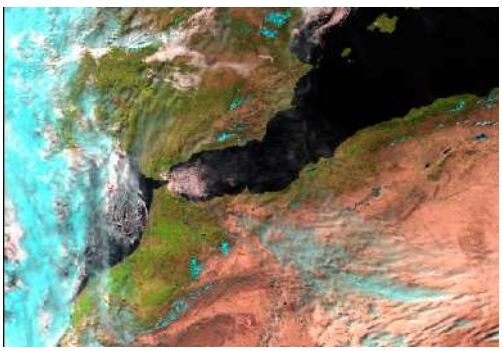


Figura 3. *Imagen del sudeste de la Península Ibérica el 31 de enero de 2017. Composición RGB de las bandas S5, S3, y S2 del sensor SLSTR a bordo de Sentinel-3.*

La situación meteorológica estaba definida por la llegada de un frente frío al oeste de la Península Ibérica, que empujaba la masa de aire presente en la Península hacia el este. Se observa la presencia de nubes en los tres niveles principales de la troposfera: nubes baja, medias y altas.

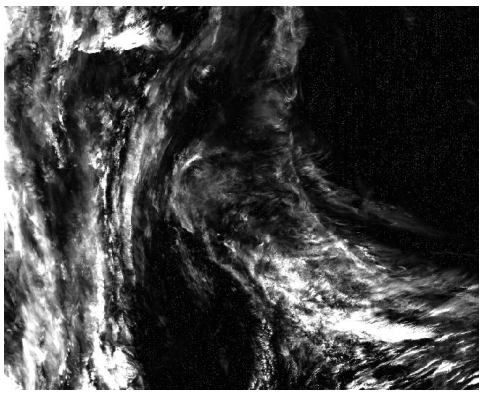


Figura 4. *Imagen de la banda de cirros (S4 SLSTR Sentinel-3), para la misma zona que la Figura 3. En esta banda sólo es detectada la radiación reflejada por los cirros, no llega al sensor radiación reflejada de la superficie, ni de las nubes de capas bajas y medias.*

3. RESULTADOS

Realizamos una estimación de la relación lineal entre la reflectividad de los cirros en las bandas S2, S3, y S5 con la reflectividad en la banda S4 (Banda de Cirros). De esta manera, realizamos una primera estimación de la contribución de los cirros, a la radiación medida en las bandas espectrales S2, S3 y S5.

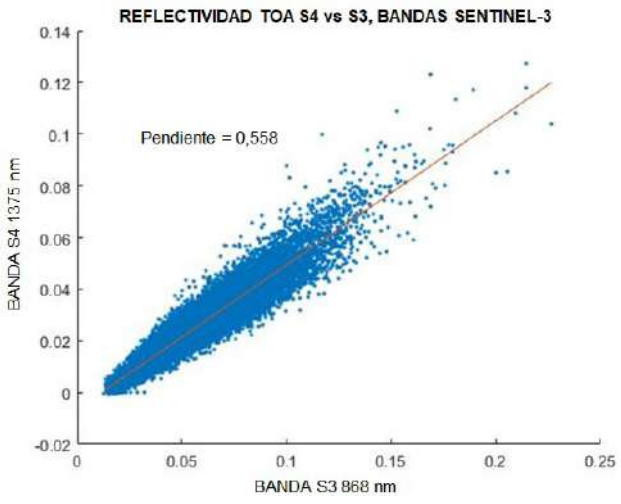


Figura 5. *Correlación bandas espectrales S4 i S3, SLSTR SENTINEL-3, para la zona de estudio.*

Realizamos también una estimación del efecto de esta corrección para la estimación del índice de vegetación normalizado (NDVI), con la presencia de cirros.

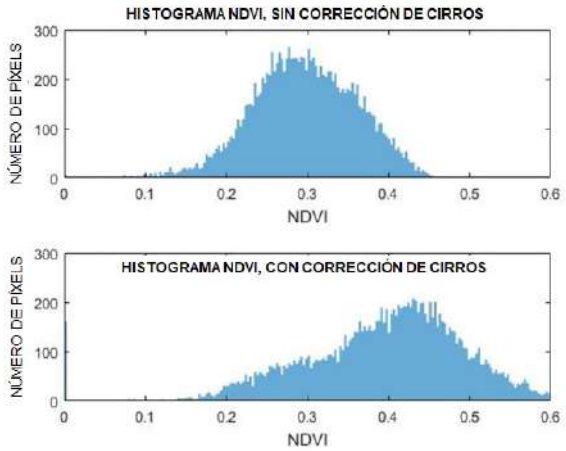


Figura 6. *Efecto de la corrección de los cirros en la estimación del NDVI.*

La magnitud del cambio inducido en la estimación del NDVI por la presencia de cirros en la imagen depende de la densidad de los cirros. La presencia de cirros disminuye los valores reales de NDVI y causa una pérdida de variabilidad. Con esta corrección podemos llegar a utilizar la información obtenida de algunos de los píxeles cubiertos de cirros.

4. CONCLUSIONES

Hemos aplicado un método empírico (Gao et al., 2002) para eliminar los efectos de las nubes cirros en las imágenes del sensor SLSTR a bordo de Sentinel-3, utilizando la información facilitada por la banda específica dedicada a la identificación de este género de nubes.

En este trabajo ponemos de manifiesto la utilidad de la banda de Cirros, del sensor SLSTR a bordo de Sentinel-3, para corregir los efectos de estas nubes en las bandas espectrales visibles e del infrarrojo cercano. La presencia de nubes cirros en las imágenes afecta la estimación de diferentes parámetros de la superficie. La información facilitada por la banda S4 de cirros ha sido utilizada para corregir otras bandas espectrales, y poder obtener parámetros de la superficie en píxeles ya definidos y eliminados como cubiertos de nubes, en este caso de nubes del género cirros.

5. BIBLIOGRAFÍA

Gao, B.C., Goetz, A.F.H., Wiscombe, W.J. 1993, Cirrus clouds detection from airborne imaging spectrometer data using the 1.38 µm water vapor band. Geophysical Research Letters. (0094-8276) 20 (4), p. 301,.

Gao B.C., Yang,P., Han, W., Li, R.R., Wiscombe, W.J. 2002. An algorithm using visible and 1.38 µm channels to retrieve cirrus cloud reflectance from aircraft and satellite data. IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing, vol 40, n 8, 1659-1668.

Richter, R., Wang, X., Bachmann, M., Schläpfe, D. 2011. Correction of cirrus effects in Sentinel-2 type of imagery. International Journal of Remote Sensing, 32:10, 2931-2941.

Sassen, K., Wang, Z., Liu, D. 2008. Global distribution of cirrus clouds from CloudSat/Cloud-Aerosol Lidar and Infrared Pathfinder Satellite Observations (CALIPSO) measurements. Journal of Geophysical Research, vol. 113, D00A12.

Wylie D.P., Menzel W.P., Woolf, H.M., Strabala, K.I. 1997. Four Years of Global Cirrus Cloud Statistics Using HIRS. Journal of Climate, vol 7, 1972-1986.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 237-240. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Vapor de agua y cubierta de nubes sobre las zonas polares a través del instrumento AIRS

Román, R.[(1)], Antuña-Sánchez, J.C.[(1)], Vaquero-Martínez, J.[(2)], González, R.[(1)], Velasco-Merino, C.[(1)], Martín, P.[(1)], Mateos, D.[(1)], Antón, M.[(2)], Toledano, C.[(1)], Cachorro, V.E.[(1)], Calle, A.[(1)], de Frutos, A.M.[(1)]

[(1)] Grupo de Óptica Atmosférica, Universidad de Valladolid, Paseo Belén 7, 47011, Valladolid, España.
robertor@goa.uva.es

[(2)] Departamento de Física, Universidad de Extremadura, Badajoz, España.

Resumen: Series de datos de vapor de agua y cubierta de nubes obtenidos a través del instrumento AIRS (*Atmospheric Infrared Sounder*) a bordo del satélite Aqua han sido utilizados para calcular los promedios mensuales de estas variables en un periodo de 8 años. Como resultado se tienen mapas de las medias mensuales de ambas variables en el Ártico y en la Antártida. El vapor de agua en columna no alcanza los 5 mm en la península antártica, donde la cubierta de nubes también es muy baja. En el ártico el vapor de agua es mayor, mostrando máximos en verano, y siendo Groenlandia la zona con menores valores, por debajo de 10 mm.

Palabras clave: cubierta de nubes, vapor de agua, AIRS, satélite.

Water vapor and cloud cover over polar areas from AIRS instrument

Abstract: *Water vapor and cloud cover data series obtained through the AIRS instrument (Atmospheric Infrared Sounder) on board the Aqua satellite have been used to calculate the monthly averages of these variables in a period of 8 years. As a result there are maps of the monthly averages of both variables in the Arctic and Antarctic. The column water vapor is below 5 mm in the Antarctic Peninsula, where the cloud cover is also very low. In the arctic the water vapor is higher, showing maximum in summer, and being Greenland the area with lower values, below 10 mm.*

Keywords: *cloud cover, water vapor, AIRS, satellite.*

1. INTRODUCCIÓN

El vapor de agua (*water vapor*) es el más importante de los gases de efecto invernadero natural del planeta Tierra IPPC2013). Su impacto en el clima es de gran importancia, ya que es gran responsable de regular la temperatura en la Tierra, y además está ligado a otros procesos como la precipitación, el crecimiento higroscópico de los aerosoles, y la formación de nubes.

En cuanto a las nubes, usualmente caracterizadas por la cubierta nubosa (*cloud cover*; fracción de cielo cubierto por nubes), modulan la radiación solar incidente así como la radiación total de onda corta emitida por la Tierra, por lo que juegan un papel relevante en el balance radiativo del planeta.

Por tanto, la monitorización y caracterización del vapor de agua y la cubierta de nubes es de gran importancia para comprender el clima en la Tierra, estudiar sus cambios y tendencias y los efectos de estas.

Unas de las áreas más importantes para el estudio de las variables mencionadas son las zonas polares, ya que éstas suelen reflejar los cambios globales en el clima, y debido a los efectos de retroalimentación asociados a la superficie de hielo y a la radiación incidente en estas localidades.

Sin embargo, debido a su difícil acceso, no se dispone de muchas estaciones de medida de nubes y vapor de agua en las zonas polares. Este problema se puede resolver si se utilizan datos de satélite, que son capaces de proporcionar una cobertura espacial alta.

En este marco, el objetivo principal de este trabajo es caracterizar el vapor de agua y la cubierta de nubes sobre las zonas polares a partir de datos obtenidos a través de satélite.

2. DATOS Y METODOLOGÍA

Para realizar este trabajo, se han descargado 8 años de datos (2010-2017) de cubierta de nubes y vapor de agua del instrumento AIRS (*Atmospheric Infrared Sounder*) (Aumann et al., 2003) a bordo del satélite Aqua. AIRS observa de forma hiperespectral en el infrarrojo, midiendo la radiación terrestre y atmosférica. Sus 2378 detectores a distintas longitudes de onda, le permiten calcular perfiles de temperatura y vapor de agua en la atmósfera mediantes sofisticados algoritmos. Este instrumento es adecuado para estudios climáticos que permiten una alta precisión en la determinación de la temperatura, vapor de agua y otros componentes atmosféricos (CO_2, CO, O_3, etc..). En particular, el algoritmo para calcular el vapor de agua AIRS utiliza 66 canales espectrales que generalmente se seleccionan para cubrir un rango de longitudes de onda dentro y fuera de las bandas de absorción de vapor de agua (Susskind et al., 2003). El uso de varios detectores en las regiones infrarrojas minimiza las fuentes de errores asociadas con la reflectancia de la superficie o con los aerosoles. Los datos de vapor de agua en columna de AIRS utilizados son la versión 6, Level 2 (https://airs.jpl.nasa.gov/data/). La resolución de los datos obtenidos es de 50x50km (Pérez-Ramírez et al., 2019).

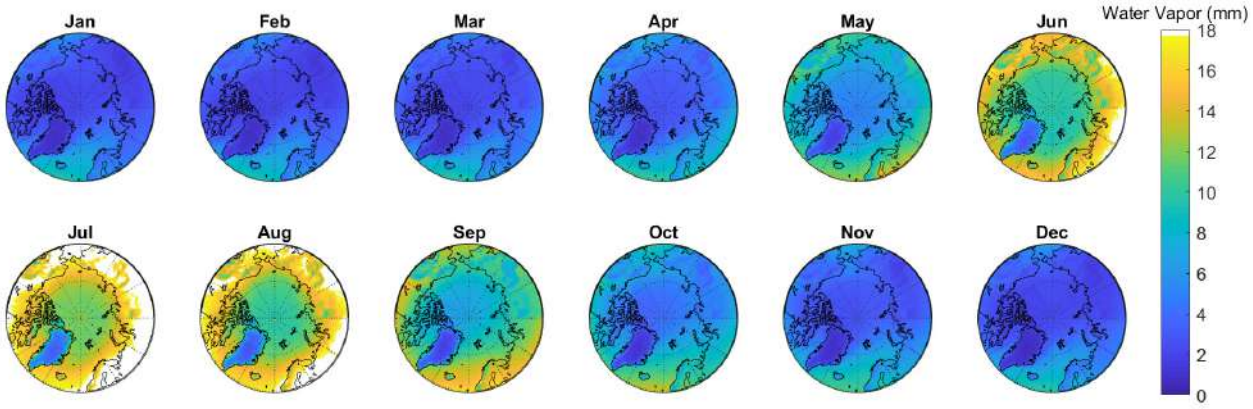


Figura 1. *Vapor de agua (Water Vapor) medio mensual en el Ártico.*

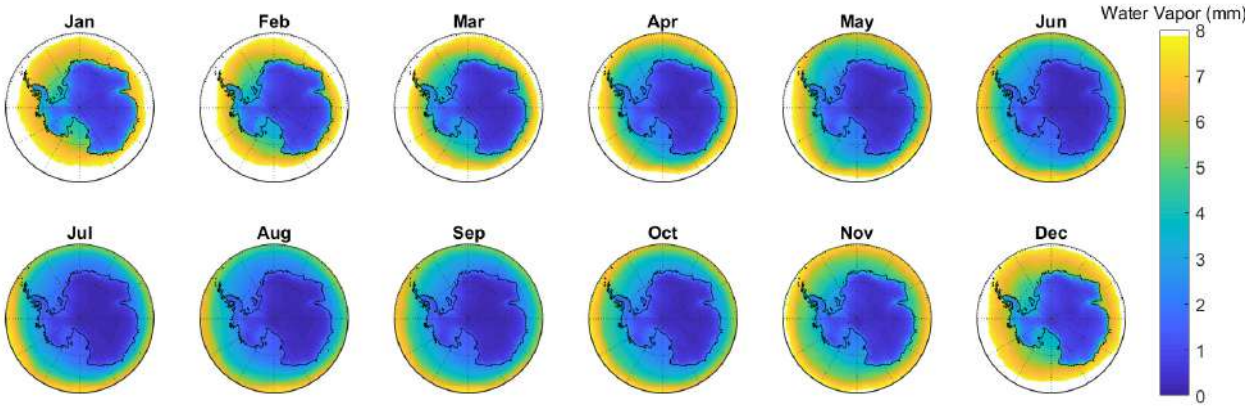


Figura 2. *Vapor de agua (Water Vapor) medio mensual en la Antártida.*

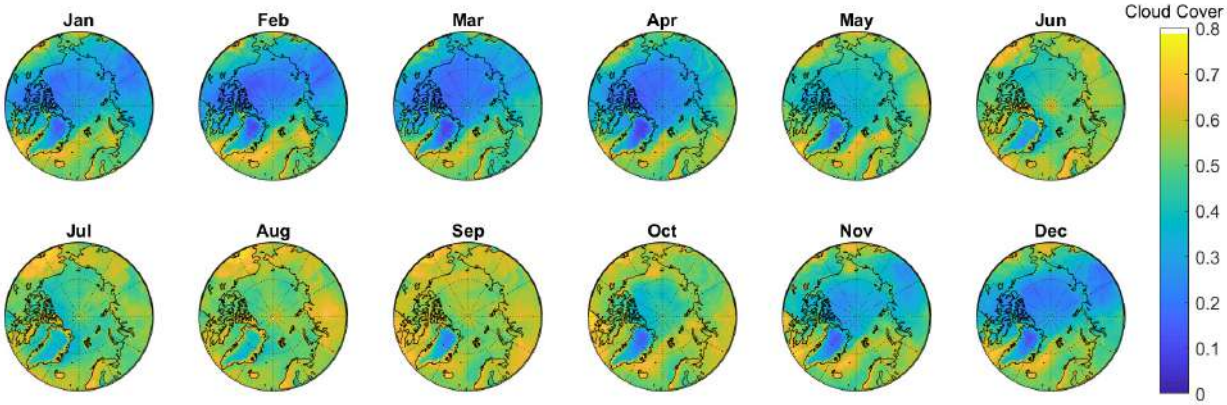


Figura 3. . *Cubierta de nubes (Cloud Cover) media mensual en el Ártico.*

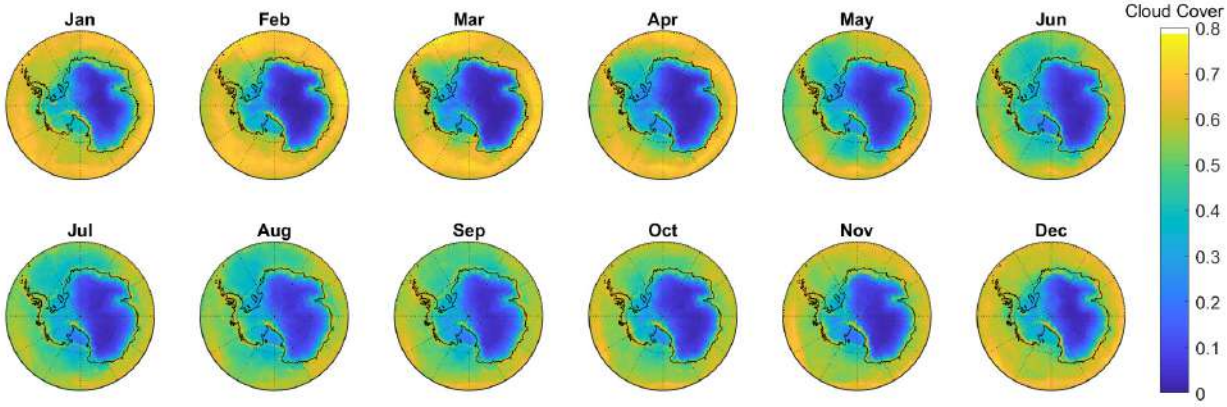


Figura 4. *Cubierta de nubes (Cloud Cover) media mensual en la Antártida.*

Un mapa de los datos de vapor de agua y cubierta de nubes ha sido calculado para cada día disponible en una rejilla de resolución 0,2°×0,2° interpolando los valores de AIRS, medidos en ese mismo día, más cercanos a cada punto de la rejilla. Como resultado se tiene una rejilla de 0,2°×0,2° con datos de vapor de agua y cubierta de nubes para cada día desde 2010 a 2017. Los mapas diarios obtenidos se han promediado usando los datos de cada mes obteniendo así la media mensual de vapor de agua y cubierta de nubes para cada mes.

3. RESULTADOS

Las figuras 1 y 2 muestran las medias mensuales del vapor de agua en el Ártico y en la Antártida, respectivamente. Se puede observar como los meses de verano el vapor de agua es mucho mayor en el ártico, mientras que en la península antártica, que muestra valores más bajos de vapor de agua, apenas hay variación estacional. Los valores más bajos en el Ártico se producen en la zona de Groenlandia, con valores que no superan los 10 mm, mientras que en la Antártida no se llegan a superar los 5 mm en toda la península en ninguna época del año.

Las figuras 3 y 4 presentan los promedios cubierta de nubes en el Ártico y la Antártida para cada mes, respectivamente. El Norte de Groenlandia muestra los valores más bajos de cubierta de nubes en el ártico, zona en la que las nubes tienen más presencia verano. Esta variación temporal no se aprecia en la Antártida, donde fuera de la costa se tiene valores de promedios de cubierta de nubes menores de 0,2.

4. CONCLUSIONES

El vapor de agua y la cubierta de nubes obtenidos a través de medidas de satélite han sido caracterizados en las zonas polares del planeta Tierra. Mientras que en el ártico se puede observar una clara variación estacional, en la Antártida, cuyos valores de vapor de agua y cubierta de nubes son muy bajos, no se aprecia una marcada variación en esas variables.

5. BIBLIOGRAFÍA

Aumann, H.H., et al., 2003. AIRS/AMSU/HSB on the Aqua mission: design, science objectives, data products, and processing systems. IEEE Trans. Geosci. Remote Sens. 41, 253–264.

Pérez-Ramírez, D., et al., 2019. Precipitable water vapor over oceans from the Maritime Aerosol Network: Evaluation of global models and satellite products under clear sky conditions. Atmospheric Research, 215, 294–304.

Susskind, J., Barnet, C.D., Blaisdell, J.M. 2003. Retrieval of atmospheric and surface parameters from AIRS/AMSU/HSB data in the presence of clouds. IEEE Trans. Geosci. Remote Sens. 41, 390–409.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 241-244. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Distribución espacial de propiedades del aerosol mediante el software CAELIS

Mateos, D.[(1)], González, R.[(1)], Fuertes, D.[(1,2)], Velasco-Merino, C.[(1)], Antuña-Sánchez, J.C.[(1)], Román, R.[(1)], Martín, P.[(1)], Toledano, C.[(1)], Cachorro, V.E.[(1)], Calle, A.[(1)], de Frutos, A.M.[(1)]
[(1)] Grupo de Óptica Atmosférica, Universidad de Valladolid, Paseo Belén 7, 47011, Valladolid, España.
mateos@goa.uva.es
[(2)] GRASP-SAS, Lille, Francia.

Resumen: Dada la importancia del aerosol atmosférico en el sistema planetario, el volumen de datos relacionados con esta variable está creciendo considerablemente debido al incremento número de instrumentos que realizan observaciones y las redes de medición que se dedican a su observación. El Grupo de Óptica Atmosférica de la Universidad de Valladolid creó en 2008 el software CAELIS como una herramienta que permite simplificar la gestión de una red así como el control y visualización de datos dentro de la misma. En el marco de la red mundial federada AERONET (*Aerosol Robotic Network*), los datos ofrecidos por CAELIS ayudan a una rápida visualización y análisis de la cobertura espacial ofrecida por dicha red, y prácticamente en tiempo real. En el presente trabajo se incluyen mapas de observación de espesor óptico de aerosoles de distintos eventos globales/regionales así como locales, para mostrar el gran potencial del software CAELIS. Dichos mapas, con datos de máxima calidad, son de gran utilidad a la hora de comparar y validar otras fuentes de información como los productos derivados de los instrumentos a bordo de satélites.

Palabras clave: espesor óptico de aerosoles, Europa, AERONET, mapas, CAELIS.

Spatial distribution of aerosol properties using CAELIS software

Abstract: *The volume of data related to aerosols, the number of instruments measuring its properties and the measurement networks that are dedicated to its observation are growing considerably due to the importance in the planetary system of the atmospheric aerosol. The Group of Atmospheric Optics of the University of Valladolid created the CAELIS software in 2008 as a tool that simplifies the management of a network as well as the control and data visualization. In the framework of AERONET (Aerosol Robotic Network) global network, the data products available in CAELIS help to quickly visualize and analyse the spatial distribution offered by the network, in near-real time. This work presents maps of the aerosol optical depth for a series of global/regional and local events, to show the great potential of the CAELIS software. These maps, with high-quality data, are a great tool when comparing and validating other sources of information such as products derived from instruments on board satellites.*

Keywords: *aerosol optical depth, Europe, AERONET, maps, CAELIS.*

1. INTRODUCCIÓN

Los aerosoles atmosféricos se definen como partículas sólidas o líquidas en suspensión en la atmosfera. Los aerosoles juegan un papel determinante en el balance energético global del sistema Tierra y en la salud de los seres humanos. Mejorar el conocimiento sobre la distribución y composición de los aerosoles es uno de los desafíos emergentes destacados por el último informe del IPCC (IPCC, 2014). Durante los últimos años y décadas se han utilizado instrumentos a bordo de satélites y en tierra para medir y monitorizar las propiedades de los aerosoles. La combinación de la información de distintos instrumentos es también posible, y actualmente se están desarrollando estudios para maximizar las sinergias entre distintas técnicas. Por ejemplo, los satélites han demostrado el potencial de alta cobertura y resolución espacial, mientras que las redes de tierra estandarizadas tienen el beneficio de una alta precisión. Un ejercicio común y necesario es validar datos satelitales con medidas realizadas en redes de instrumentos terrestres.

Una de estas redes terrestres es AERONET (*Aerosol Robotic Network*) (Holben et al., 1998), creada en 1990 por la NASA (Administración Nacional de Aeronáutica y del Espacio) y PHOTONS (*PHOtométrie pour le Traitement Opérationnel de Normalization Satellitaire*). La red AERONET, http://aerosnet.gsfc.nasa.gov, se construye como una federación de subredes con procedimientos altamente estandarizados: instrumento, calibración, procesamiento y distribución de datos. Su principal objetivo es la obtención de las propiedades ópticas de los aerosoles en la columna atmosférica a través de medidas terrestres, para así poder validar los productos de satélites que ofrecen distintos satelitales. El instrumento estándar utilizado por la red es el fotómetro Cimel-318. Es un fotómetro con una rueda de filtros automática, con nueve canales espectrales que cubren el rango espectral de 340 a 1640 nm, montado en un robot de dos ejes. El fotómetro toma medidas directas de la irradiancia solar y de la radiancia del cielo en los planos almucantar y principal. Los modelos más recientes (Cimel 318-T), también registran datos de irradiancia lunar para el cálculo de propiedades por la noche.

El espesor óptico de aerosoles (AOD) se obtiene para las nueve longitudes de onda de manera directa usando las medidas de irradiancia solar. Usando algoritmos de

inversión (Dubovik y King, 2000), se puede obtener información de otros muchos otros parámetros ópticos y microfísicos: distribución de tamaño, índice de refracción (real y complejo), porción de partículas esféricas, albedo de dispersión simple, etc.

El Grupo de Óptica Atmosférica de la Universidad de Valladolid (GOA), se dedica al análisis de la atmósfera y sus componentes por métodos ópticos, principalmente mediante teledetección. Una de las principales tareas del grupo es la gestión de una instalación de calibración dentro de la red AERONET desde 2006. Para ayudar a la gestión de esta plataforma, así como para un exhaustivo control de datos, se desarrolló la plataforma *online* CAELIS (www.caelis.uva.es) en 2008. Más detalles sobre esta herramienta se encuentran en Fuertes et al. (2018).

CAELIS fue diseñado para guardar todos los datos, metadatos y datos auxiliares para, por un lado, apoyar la gestión, mantenimiento y calibración de los fotómetros, y por otro lado, procesar los datos en bruto en casi tiempo real. Por esto, CAELIS resulta una herramienta muy potente y moderna para analizar los datos producidos en cualquier estación de medida. Todos los productos, mencionados arriba, relacionados con el aerosol atmosférico que facilita la red AERONET están disponibles en CAELIS.

En este trabajo se muestra uno de los usos potenciales de los datos almacenados en CAELIS, pues se pueden obtener de forma inmediata todas las medidas de las estaciones de observación para obtener distintos parámetros del aerosol atmosférico. En concreto, la distribución espacial del AOD a cualquier longitud de onda puede ser mostrada y analizada sin más que realizar una simple consulta a la base de datos incluida en CAELIS. Por tanto, se pone de manifiesto el gran potencial de esta herramienta para su uso en la validación de datos satelitales.

2. BASE DE DATOS

Todos los datos disponibles de la red AERONET que caen en el ámbito europeo están almacenados en CAELIS. Dichos datos proceden de los distintos fotómetros solares CE-318 de *Cimel Electronique*. Según los protocolos establecidos por AERONET, los valores brutos de AOD que se obtienen a través de la irradiancia solar directa son los que conforman el nivel 1.0 y, entre éstos, algunos pueden estar contaminados por la presencia de nubes. Tras la utilización de un algoritmo de filtrado de nubes ("*cloud screening*") se obtiene el nivel 1.5; finalmente, se obtendrá el nivel 2.0 tras aplicar los valores de la pre- y post- calibración del instrumento y una inspección manual de la base de datos. Los datos de nivel 2.0 son de la máxima calidad asegurada y serán los utilizados para el análisis mostrado en este estudio. La base de datos que se utilizará en este estudio se compone de los datos diarios de AOD obtenidos a una longitud de onda de 500 nm.

Todos los mapas presentados en este trabajo están realizados con una interpolación espacial mediante un suavizado ponderado de las observaciones del inverso de la distancia inversa (potencia de 2). Se asume una extensión de validez de AOD de 2 grados (latitud y longitud) alrededor de cada estación de medida.

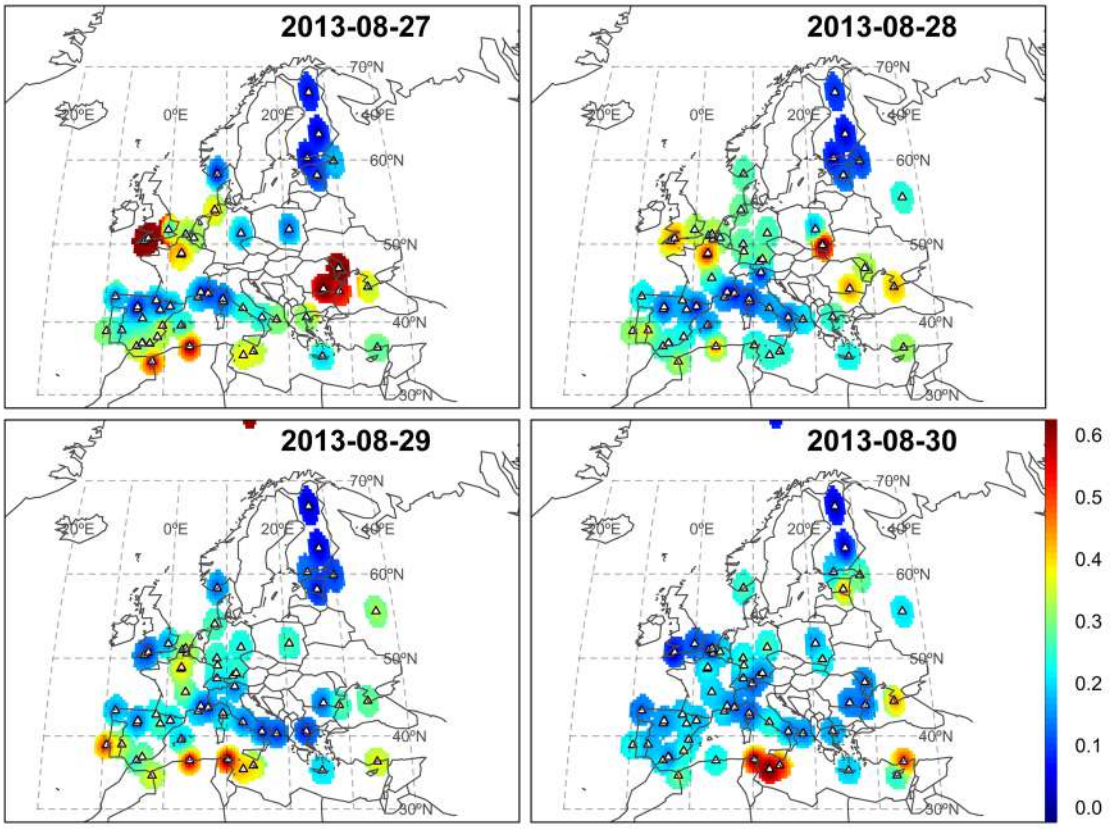


***Figura 1**. Evolución de los valores de AOD a 500 nm del 27 al 30 de agosto de 2013. Valores de AOD saturados al máximo de 0,6.*

3. Distribución espacial del AOD

3.1. Fenómenos a escala global-regional

En primer lugar se muestra la utilidad de CAELIS para visualizar y detectar fenómenos a escala global. Por ejemplo, los mapas mostrados en la figura 1 recogen la evolución en Agosto de 2013 de un evento desértico en la zona sur de la cuenca mediterránea, mientras que otro evento de alta polución está ocurriendo en la zona norte de Francia, Inglaterra y Países Bajos. En lo que respecta a la masa de aire con origen en el desierto del Sahara, fue observada en la estaciones del norte de África con valores de AOD (a 500 nm) en torno a 0,6 el día 27/Agosto. Se ve como ese mismo día presenta influencia sobre la costa Este de la Península Ibérica el día 27/Agosto/2013 con valores de AOD (a 500 nm) llegando a 0,4. Se observa un movimiento hacia el centro-este del Mar Mediterráneo hasta llegar a valores muy altos de AOD en la zona centro (islas de Lampedusa y Malta). Como puede verse en la evolución, la distribución espacial de esta pluma es fácil de rastrear.

Por otro lado, un evento de alta polución originado en el sur de Reino Unido afectó a los niveles de AOD en todas las estaciones del norte de Francia y Países Bajos durante varios días después. El evento se originó el día 26/agosto/2013 (no mostrado aquí) llegando el máximo de intensidad el día siguiente 27/agosto/2013. Valores de AOD en torno a 0,3-0,4 se registraron en todo el área durante esos días. El día 30/Agosto se recuperaron niveles más bajos de carga de aerosol.

3.2. Fenómenos a escala local

Los mapas mostrados en la figura 2 hacen referencia a la evolución de AOD entre el 21 y el 24 de agosto de 2013. En ellos puede verse la influencia local de algunos eventos (principalmente incendios locales) en los valores de AOD. Se registraron altos valores de AOD debido a incendios en Portugal (21-22/agosto/2013) y Castilla y León (23/agosto/2013). Detalles sobre estos incendios se pueden encontrar en Burgos et al. (2018). Estos eventos se caracterizan por un puntual y fugaz máximo de AOD al cual siguen valores bajos típicos de estas zonas. En paralelo con estos eventos locales, también ocurren otros eventos en el norte de Europa.

4. CONCLUSIONES

El software CAELIS, creado por el Grupo de Óptica Atmosférica de la Universidad de Valladolid, puede ayudar a la hora analizar y visualizar toda la información de la red AERONET en cuanto a parámetros relativos al aerosol atmosférico. Dicho potencial es enorme cuando se pueden validar grandes colecciones de datos como los procesados en instrumentos satelitales. Los datos de la superficie, de calidad garantizada, son la base perfecta a la hora de realizar dicha validación.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el programa de investigación e innovación Horizon 2020 de la Unión Europea en virtud del acuerdo de subvención N° 654109 (ACTRIS-2). También agradecemos a la Consejería de Educación de la Junta de Castilla y León por apoyar el

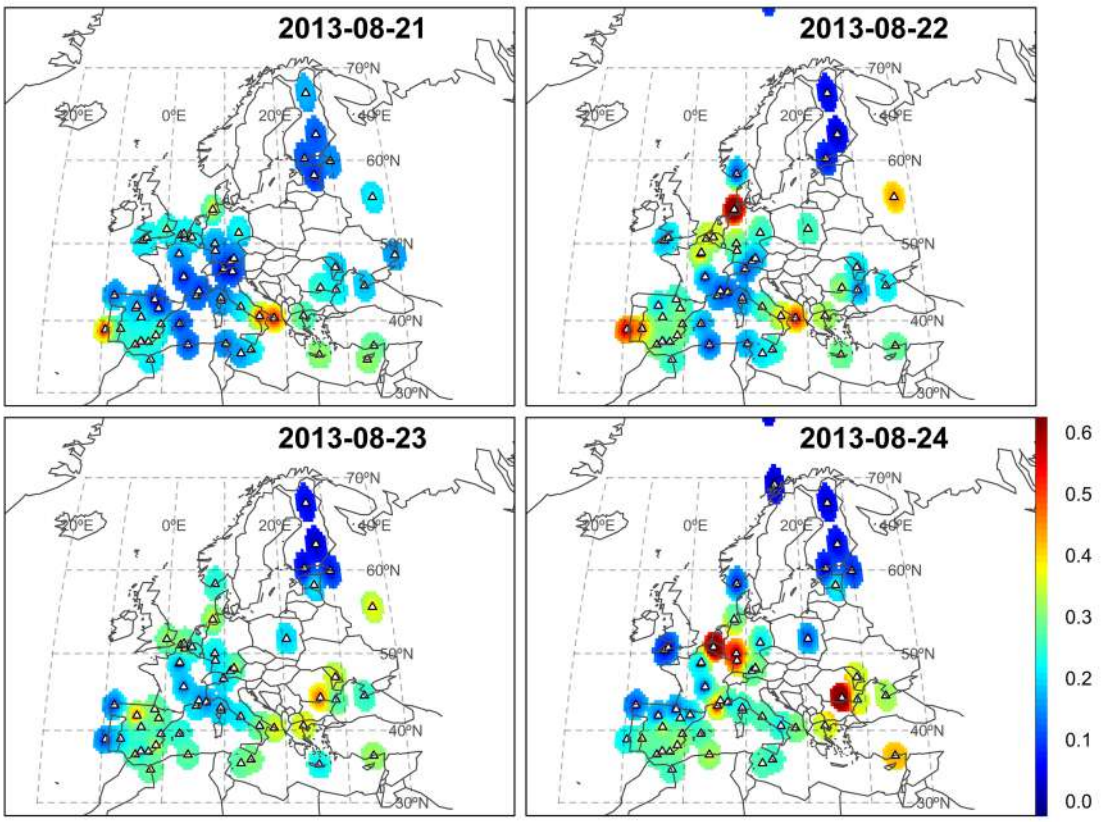


***Figura 2**. Evolución de los valores de AOD a 500 nm del 21 al 24 de agosto de 2013. Valores de AOD saturados al máximo de 0,6.*

proyecto GOA-AIRE (ref. VA100P17) y al Ministerio de Economía y Competitividad INECO por el proyecto POLARMOON (CTM2015-66742-R).

6. BIBLIOGRAFÍA

Burgos, M.A., Mateos, D., Cachorro, V.E., Toledano, C., de Frutos, A.M., Calle, A., Herguedas, A., Marcos, J.L. 2018. An analysis of high fine aerosol loading episodes in north-central Spain in the summer 2013 - Impact of Canadian biomass burning episode and local emissions. Atmospheric Environment 184 (2018) 191–202

Dubovik, O., King, M.D., 2000. A flexible inversion algorithm for retrieval of aerosol optical properties from Sun and sky radiance measurements. J. Geophys. Res. 105, 20673–20696.

Fuertes, D., Toledano, C., González, R., Berjón, A., Torres, B., Cachorro, V.E., de Frutos, Á. M. 2018. CÆLIS: software for assimilation, management and processing data of an atmospheric measurement network, Geosci. Instrum. Method. Data Syst., 7, 67-81, https://doi.org/10.5194/gi-7-67-2018, 2018.

Holben, B.N., Eck, T.F., Slutsker, I., Tanré, D., Buis, J.P., Setzer, A., Vermote, E., Reagan, J.A., Kaufman, Y.J., Nakajima, T., Lavenu, F., Jankowiak, I., Smirnov, A. 1998. AERONET—a federated instrument network and data archive for aerosol characterization. Remote Sens. Environ. 66, 1–16. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00031-5.

IPCC. 2014. Climate Change 2013 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 245-248. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Validación de la evapotranspiración con el uso del modelo S-SEBI y de datos de lisímetro en la zona de Barrax

Rocha, N.S.[(1)], Sobrino, J.A.[(2)], Skoković, D.[(2)], López-Urrea, R.[(3)], Jiménez-Muñoz, J.C.[(2)], Rolim, S.B.A.[(1)], Martínez, L.[(3)]

[(1)] Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Brasil. Programa de Pós-graduação em Sensoriamento Remoto (PPGSR)

[(2)] Unidad de Cambio Global (UCG), Image Processing Laboratory (IPL), University of Valencia (UVEG). C\ Catedrático Jose Beltrán 2, Paterna, 46980 Valencia, España. sobrino@uv.es

[(3)] Instituto Técnico Agronómico Provincial (ITAP) y FUNDESCAM, Parque Empresarial Campollano, 2ª Avda. N° 61, 02007, Albacete, España.

Resumen: El presente trabajo tiene como objetivo mostrar como el modelo operativo *Simplified Surface Energy Balance Index* (S-SEBI) permite estimar con precisión la evapotranspiración (ET). Con este fin se aplica el modelo a 62 imágenes Landsat-8 de la zona experimental de Barrax (Albacete) para el período 2014-2018 y se compara la ET con valores obtenidos con mediciones de un lisímetro de pesada en un área de césped. Los resultados presentan una desviación estándar de 0,98 mm/día y 0,09 mm/hora, lo que justifica la utilidad del S-SEBI para la gestión de los recursos hídricos agrícolas.

Palabras clave: evapotranspiracion, lisimetro, Barrax, S-SEBI, Landsat-8.

Validation of evapotranspiration with the use of the S-SEBI model and lysimeter data in the Barrax area

Abstract: *This paper aims to show how the Simplified Surface Energy Balance Index (S-SEBI) operating model can accurately estimate evapotranspiration (ET). To this end, the model is applied to 62 Landsat-8 images of the Barrax experimental area (Albacete) for the period 2014-2018 and the obtained ET is compared with measurements from a weighing lysimeter in a grass area. The results show that evapotranspiration can be obtained with a standard deviation of 0.98 mm/day and 0.09 mm/hour which justifies the usefulness of the S-SEBI for the management of agricultural water resources.*

Keywords: *evapotranspiration, lysimeter, Barrax, S-SEBI, Landsat-8.*

1. INTRODUCCIÓN

La evapotranspiración (ET) es una variable fundamental del sistema climático y del ciclo hidrológico, ya que desempeña un papel importante en las interacciones biosfera-atmósfera-hidrosfera (Rubert et al., 2016; Olioso et al., 1999; Priestley y Taylor, 1972). La ET representa la pérdida de agua de la superficie de la Tierra a la atmósfera por el proceso combinado de evaporación y transpiración. El primero ocurre a través de los cuerpos de aguas abiertas, el suelo desnudo y la superficie de la planta, mientras que el segundo ocurre a través de la vegetación o cualquier otra superficie viva que contenga humedad (Li et al., 2009).

Aunque la ET es uno de los componentes menos comprendidos del ciclo hidrológico, se estima que el 60% del agua precipitada regresa a la atmósfera a través de la ET (Oki y Kanae, 2006). Además, su estimación depende de la Temperatura de la Superficie Terrestre (TST), el albedo (α), el índice de área de la hoja (LAI) y las condiciones atmosféricas como, por ejemplo, el contenido de vapor de agua, la transmisividad y la radiación.

Las mediciones convencionales de ET (es decir, flujo de savia, lisímetro de pesada, medición de bandeja, sistema de *Bowen-Ratio*, sistema de *Eddy-Covariance*) tienen un uso limitado por la naturaleza dinámica de los procesos de transferencia de calor y porque no son espacialmente representativas (Tang et al., 2013; Wang et al., 2007). Además, su empleo es a menudo costoso, lento, laborioso y, a veces, sujeto a fallos en los instrumentos (Liou y Kar, 2014). La detección remota por satélite hace posible la estimación de la ET a gran escala, desde píxeles individuales hasta imágenes completas. Para ello, se han desarrollado muchos algoritmos que utilizan fuentes de información variadas incluyendo imágenes de satélite, datos meteorológicos *in situ* o una combinación de ambas. Entre estos métodos encontramos el *Surface Energy Balance System* (SEBS), el *Surface Energy Balance Index* (SEBI) o el *Simplified*-SEBI (S-SEBI) que se explican en detalle en Liu et al., (2019), Liou y Kar, (2014) o Gómez et al., (2005).

El S-SEBI ha sido probado en diferentes lugares (Sobrino et al., 2005; Gómez, et al., 2005; Fan et al., 2007) con una precisión de ET diaria inferior a 1 mm/día. Sin embargo, hay algunas consideraciones importantes: el modelo no funciona bien en áreas sin mucha variación entre condiciones secas y húmedas, y para cada imagen satelital se deben modificar los límites de los percentiles para la obtención del flujo de calor latente (Sobrino et al., 2005).

En este trabajo, estimamos y validamos la ET aplicando el S-SEBI a los datos de Landsat-8 (L8) para el período 2014-2018 en la zona experimental de Las Tiesas en Barrax, España. El objetivo fue evaluar el modelo y analizar el comportamiento anual de la ET.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

La zona elegida es Barrax (en 39,0° N, 2,1° W) ubicado en el oeste de la provincia de Albacete, España. La zona posee un clima mediterráneo templado, con lluvias concentradas en primavera y otoño, y muy escasas en invierno y verano. Las estadísticas de precipitación muestran que la precipitación media anual en los últimos 30 años es 315 mm en la mayor parte de la zona, lo que hace de La Mancha una de las regiones más secas de Europa (Sobrino y Skokovic, 2016; Sobrino et al, 2006).

Los datos de lisímetro de un área homogénea de césped, entre marzo de 2014 y abril de 2018, fueran utilizados para validar la ET, estimada por el modelo S-SEBI.

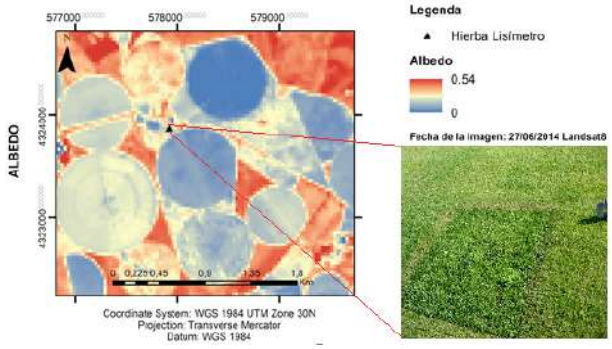


***Figura 1**. Imagen de albedo de la zona de Barrax obtenida con el sensor OLI (L8). Ampliado, se muestra el lisímetro instalado en la parcela de césped.*

2.2. Imágenes

Se seleccionaron un total de 62 imágenes sin nubes del satélite L8, que lleva a bordo los sensores *Operational Land Imager* (OLI) y *Thermal InfraRed Sensor* (TIRS). Pare ello se realizó un pre-procesamiento que incluye: el recorte de la imagen ajustado al área de estudio; la calibración radiométrica y la corrección atmosférica de los datos. Posteriormente, se calcularon el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), el Albedo (α), el flujo geotérmico (G), la Temperatura de la Superficie Terrestre (LST) y la Emisividad (ε) para todas las imágenes, tal como se describe en la tabla 1.

***Tabla 1**. Ecuaciones utilizadas para el procesamiento de las imágenes.*

	Ecuaciones
NDVI[(1)]	(ρNIR – ρRED)/(ρNIR+ρRED)
Albedo	α = 0,130b1 + 0,115b2 + 0,143b3 + 0,180b4 + 0,281b5 + 0,108b6 + 0,042b7 (Ke et al., 2016).
ε y TST[(2)]	Ts = Ti – 0,268(Ti − Tj) + 1,378(Ti − Tj)² + 16,4 + (0,183 + 54,3w) (1 − ε) + (-2,238 - 129,2w) Δε; (Sobrino et al 1996, Jiménez-Muñoz et al, 2014).
G	0,3*(1-0,98*NDVI⁴)*Rn (Bastiannsen et al.,1998)

[1]ρNIR y ρRED se calculan utilizando canal 5 (0,86 μm) y canal 4 (0,65 μm) del Landsat 8;
[2]Ti y Tj son las temperaturas de brillo en las bandas i y j (en Kelvins), ε es la emisividad media, ε = 0,5 (εi + εj), Δε es la diferencia de emisividad, Δε = (εi - εj) , w es el contenido total de vapor de agua en la atmósfera (en g/cm^{-2}), y c0 a c6 son los coeficientes de *Split Window* (SW) determinados a partir de datos simulados.

Para ajustar la TST y la ε a la misma resolución de 30 m del sensor OLI, se ha utilizado un método de desagregado basado en la relación NDVI-LST y aplicado en una ventana móvil de 5×5 tal y como propone Jeganathan et al. (2011).

2.3. Modelo S-SEBI

El flujo de calor latente (LET) viene dado por la expresión

$$LET = \Lambda\ (\mathrm{Rn} - \mathrm{G}) \qquad (1)$$

donde Rn es el flujo de radiación neta disponible, G es el flujo geotérmico y (Λ) la fracción evaporativa propuesta por Roerink et al. (2000),

$$\Lambda = \frac{T_H - LST}{T_H - T_{LE}} \qquad (2)$$

siendo LST la temperatura de la superficie y T_H y T_{LE} las temperaturas correspondientes a condiciones secas y húmedas para un valor dado de albedo. Este método se adaptó por Gómez et al. (2005), y Sobrino et al. (2007) para su aplicación a zonas donde las condiciones atmosféricas son constantes sobre la imagen y el sitio de estudio incluye simultáneamente áreas húmedas y secas.

La ET diaria se define como la integración temporal de los valores instantáneos de ET (Sobrino et al, 2007). El cambio de valores instantáneos a diarios de radiación neta se realizó utilizando la relación entre el flujo de radiación neta diario (R_{nd}) e instantáneo (R_{ni}) ($C_{di} = R_{nd}/R_{ni}$). Debido a que no hay mediciones instantáneas en el lisímetro, fue necesario calcular la evapotranspiración por hora mediante un factor de conversión (C_{hi}). El C_{hi} es la relación entre la hora promedio (R_{hd}) y el flujo de radiación neta instantáneo, i.e., $C_{hi} = R_{hd}/R_{ni}$).

R_{ni}, R_{hi} y R_{nd} se obtuvieron a partir de datos in situ en el área de estudio. C_{di} y el C_{hi} se estimaron para cada imagen procesada.

3. RESULTADOS

La comparación entre los valores de ET medidos por el lisímetro y los estimados mediante el modelo S-SEBI se muestran en la figura 2 para todo el periodo analizado. La evapotranspiración horaria varía entre 0,06 mm/hora durante la temporada de invierno y 0,8 mm/hora en verano y primavera. En la mayoría de los días la ET calculada por el modelo subestima los valores medidos por el lisímetro tanto en datos horarios como diarios. A modo de ejemplo se puede apreciar que mientras la ET medida es de 0,39 mm/hora, la ET calculada es menor, 0,34 mm/hora. La evapotranspiración máxima medida por el lisímetro es a las 13:00 UTC después del paso L8.

La mayor diferencia entre la ET calculada y la ET observada ocurrió en el DOY 170/2017. La ET del lisímetro fue de 8,94 mm/día y la del modelo fue de 5,3 mm/día debido a que la fracción de evaporación no fue constante durante las horas de luz solar. Liu et al. (2019) y Zhang y Lemeur (1995) discutieron la importancia y la dificultad de convertir la ET instantánea en ET diaria, principalmente porque la fracción evaporativa durante un período de luz

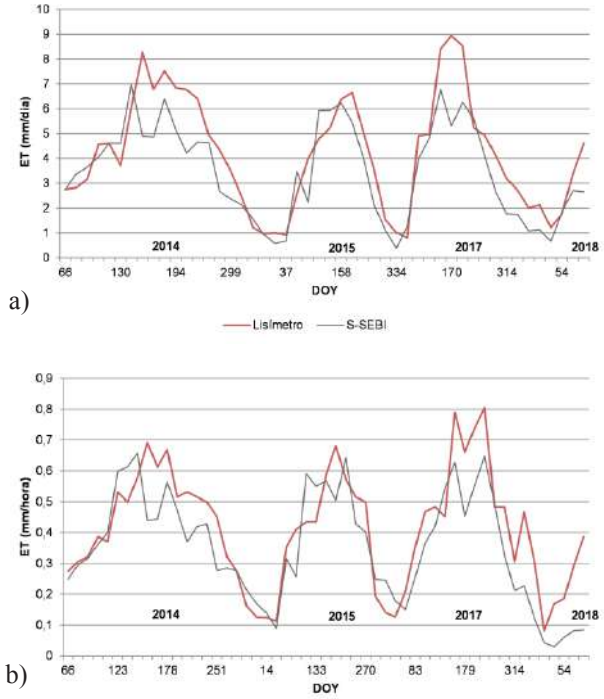


***Figura 2**. Comparación entre la ET del lisímetro y la ET estimada por el modelo S-SEBI en a) mm por día y b) en mm por hora.*

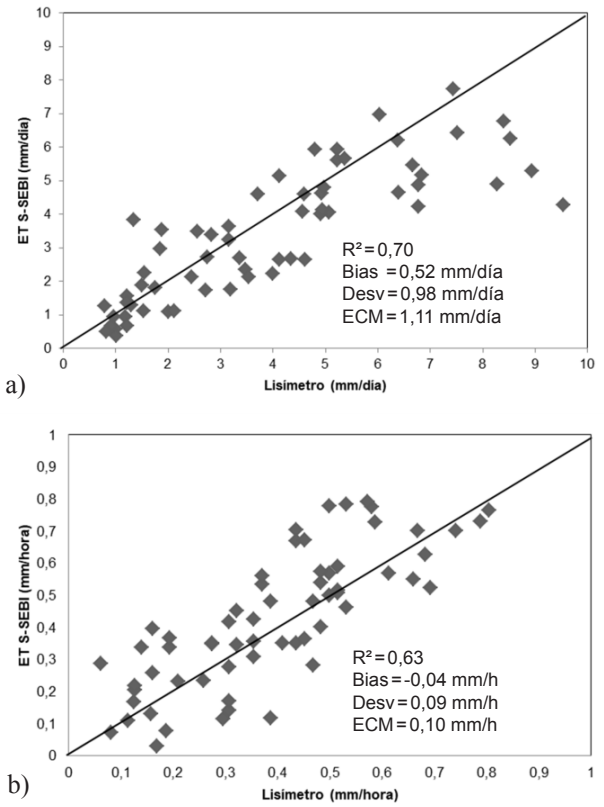


***Figura 3**. Correlación lineal entre la ET del lisímetro y la ET estimada por el modelo S-SEBI en a) mm por día y b) en mm por hora.*

diurna cambia con la energía disponible, la resistencia de la superficie y otras variables ambientales.

Además, el mosaico del paisaje puede influir en los flujos de calor latente y de calor sensible que se calculan por el modelo, ya que los diferentes tipos de vegetación interaccionan con el microclima de la zona haciendo que áreas muy pequeñas (menores que un par de píxeles) generen errores en la estimación de la ET.

La ET calculada a partir del S-SEBI se comparó con los datos del lisímetro utilizando la raíz cuadrada del error cuadrático medio (ECM), el coeficiente de determinación (r^2), la desviación estándar media (MSD) y el Bias. Estos datos se muestran en la figura 3.

La desviación estándar media indica que las diferencias entre los resultados del modelo y los datos de campo son 0,98 mm/día, lo que concuerda con Sobrino et al. (2007) que también obtuvieron un error para la ET diaria de 1 mm/día.

La correlación entre los valores estimados y los medidos por el lisímetro muestra que el método se puede aplicar a áreas homogéneas de césped y que los resultados son mejores en días despejados.

4. CONCLUSIONES

El modelo operativo S-SEBI permite estimar la ET con un error inferior a 1 mm/dia lo que a la vista de su fácil aplicación posibilita su uso para la gestión de los recursos hídricos agrícolas, la hidrología a gran escala, el monitoreo de la sequía y el pronóstico del clima.

El principal desafío a la hora de aplicar el modelo S-SEBI consiste en identificar los límites de los percentiles para obtener la fracción evaporativa. Hemos probado diferentes percentiles y recomendamos 0,1% para obtener errores menores a 1 mm/día.

5. AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad proyecto TIRSAT (ESP2015-71894-R). R. López-Urrea agradece la financiación obtenida del Ministerio de Economía y Competitividad (proyecto AGL2017-83738-C3-3-R) Y de la Consejería de Educación, Cultura y Deportes (JCCM) (proyecto SBPLY/17/180501/000357), ambos cofinanciados con fondos FEDER. N. S. Rocha agradece la beca CAPES/PDSE-Edital n° 47/2017-Seleçao 2018".

6. BIBLIOGRAFÍA

Bastiaanssen, W.G.M., Pelgrum, H., Wang, J., Ma, Y., Moreno, J.F., Roerink, G.J., van der, W.T. (1998) "A Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL): Part 2 validation". J. Hydrol. Vol.212-213 pp.213-229.

Gómez, M., Olioso, A., Sobrino, J.A., Jacob, F. (2005) "Retrieval of evapotranspiration over the Alpilles/ ReSeDA experimental site using airborne POLDER sensor and a thermal camera". Remote Sens. Environ. Vol. 96, pp. 399–408.

Jeganathan, C., Hamm, N.A.S., Mukherjee, S., Atkinson, P.M., Raju, P.L.N., Dadhwal, V.K. (2011). "Evaluating a thermal image sharpening model over a mixed agricultural landscape in India" International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation. Vol. 13, pp. 178–191.

Liou, Y.-A., Kar, S. (2014). "Evapotranspiration estimation with remote sensing and various surface energy balance algorithms— a review," Energies, vol. 7, no. 5, pp. 2821–2849.

Liu,S., Su, H., Zhang, R., Tian, J., Chen, S., Wang, W., Yang, L., Liang, H. (2019). "Based on the Gaussian Fitting Methd to Derive Daily Evapotrasnpiration from Remotely Sensed Instantaneous Evapotranspiration." Advances in Meteorology.

Oki, T. , Kanae, S. (2006). "Global Hydrological Cycles and World Water Resources." Science. Vol. 313, n° 5790, pp. 1068-1072.

Olioso, A., Chauki, H., Courault, D., Wigneron, J.-P. (1999). "Estimation of evapotranspiration and photosynthesis by assimilation of remote sensing data into SVAT models." Remote Sens. Environ. Vol.68, pp. 341–356.

Priestley, C.H.B., Taylor, R.J. (1972), "On the assessment of surfaceheat flux and evaporation using large-scale parameters." Mon. Weather Rev. vol.100, pp.81–92.

Roerink, G. J., Su, Z., Menenti, M. (2000). "S-SEBI: A simple remote sensing algorithm to estimate the surface energy balance." Physics and Chemistry of the Earth. Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere. Vol. 25(2), pp. 147−157.

Sobrino, J.A., Li, Z.L., Stoll, M.P., Becker, F. (1996). "Multi-channel and multi-angle algorithms for estimating sea and land surface temperature with ATSR data." International Journal of Remote Sensing. Vol. 17(11), pp. 2089-2114.

Sobrino, J., Gomez, M., Jimenez-Munoz, J., Olioso, A. (2007). "Application of a simple algorithm to estimate daily evapotranspiration from NOAA-AVHRR images for the Iberian Peninsula." Remote Sens. Environ. Vol. 110, pp. 139–148.

Sobrino, J.A., Skokoic, D..(2016). "Permanent Stations for Calibration/Validation of Thermal Sensors over Spain." Data. vol 1, pp. 2 – 10. doi:10.3390/data1020010.

Sobrino, J.A., Jiménez-Muñoz, J.C., Zarco-Tejada, P.J., Sepulcre-Cantó, G., De Miguel, E. (2006). "Land Surface Temperature Derived from Airborne Hyperspectral Scanner Thermal Infrared Data." Remote Sens. Environ., vol. 102, pp. 99–115.

Tang, R., Li, Z.-L., Sun, X. (2013) "Temporal upscaling of instantaneous evapotranspiration: An intercomparison of four methods using eddy covariance measurements and MODIS data." Remote Sens. Environ. Vol. 138, pp.102–118.

Zhang, L., Lemeur, R. (1995). "Evaluation of daily evaporation estimates from instantaneous measurements". Agric. For. Meteorol. vol. 74, pp.139–154.

Wang, K., Wang, P., Li, Z., Cribb M., Sparrow, M. (2007). "A simple method to estimate actual evapotranspiration from a combination of net radiation, vegetation index, and temperature." Journal Of Geophysical Research, Vol. 112, doi:10.1029/2006jd008351.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 249-252. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Análisis de tendencia en la GPP anual sobre la España peninsular

Sánchez-Ruiz, S., Martínez, B., Campos-Taberner, M., García-Haro, F.J., Gilabert, M.A.
UV-Environmental Remote Sensing Group (UV-ERS). Departament Física de la Terra i Termodinàmica. Facultat de Física. Universitat de València. Dr. Moliner, 50. 46100. Burjassot. València, España. sergio.sanchez@uv.es

Resumen: Se aplica un modelo semi-empírico propuesto previamente por los autores para calcular el flujo de carbono anual que la vegetación fija a través de la fotosíntesis (GPP). La serie temporal de imágenes de GPP anual, generada desde 2001 hasta 2018 a una resolución espacial de 1 km, se analiza para detectar tendencias estadísticamente significativas que proporcionen información acerca de la evolución del estado de los ecosistemas. Los resultados ponen de manifiesto que la mayoría de los píxeles de la zona de estudio no muestran cambios significativos. Solo la GPP anual de un 17% de ellos presenta alguna tendencia (mayoritariamente ascendente). La mayoría de los píxeles con tendencia ascendente se concentran entre la cuenca del Ebro y los Pirineos. Entre las zonas con tendencia descendente, destacan el sur de la provincia de Valencia y la Región de Murcia. Se realiza también un análisis por tipos de vegetación. En general, el incremento de GPP se atribuye al *greening* que se está produciendo en la actualidad por el incremento de CO_2 atmosférico, mientras que la pérdida de actividad fotosintética puede ser un indicador de procesos de degradación en el paisaje.

Palabras clave: GPP, EVI, serie temporal, tendencia.

Trend analysis in annual GPP over peninsular Spain

Abstract: *A semi-empirical model previously proposed by the authors is applied to calculate the annual carbon flux assimilated by the vegetation through photosynthesis (GPP). The time series of annual GPP images, generated from 2001 to 2018 at 1-km spatial resolution, is analysed to detect statistically significant monotonic trends that provide information about the ecosystems state evolution. The results show that the majority of the pixels in the study area do not present significant changes. Only the annual GPP of the 17% of them presents a monotonic trend (mainly positive). Most of the pixels with positive trend are gathered between the Ebro basin and the Pyrinees. Murcia and the south of Valencia province stand out among the regions with negative trend. An analysis per vegetation type is also performed. Generally, the GPP increment is attributed to the greening caused by the increasing atmospheric CO2, while the loss of photosynthetic activity might be an indicator of landscape degradation processes.*

Keywords: *GPP, EVI, time series, trend.*

1. INTRODUCCIÓN

El intercambio de flujos de carbono entre la biosfera y la atmósfera juega un papel crítico en el estudio de la variabilidad climática (IPCC, 2013). Su estimación es, además, necesaria para la comprensión del comportamiento de los ecosistemas a escalas local, regional y global (Waring y Running, 2007). Uno de los flujos clave es la producción primaria bruta (*gross primary productio*n, GPP), que representa la masa de carbono por unidad de tiempo y unidad de superficie que se fija mediante la fotosíntesis. El análisis multitemporal de las estimaciones anuales de dichos flujos en general, y de la GPP en particular, es importante para establecer el balance global de carbono, especialmente en ecosistemas forestales, los principales sumideros de carbono en la biosfera, y sirve para poner de manifiesto tendencias y cambios en los mismos.

El cálculo de la GPP anual se puede obtener a partir de las estimaciones diarias utilizando la aproximación de Monteith (Monteith, 1972). Sin embargo, la obtención de series largas es computacionalmente costosa debido a la gran cantidad de inputs involucrados a escala diaria, cuyos valores además no siempre están disponibles: la radiación fotosintéticamente activa (*photosynthetically active radiation*, PAR), la fracción de PAR absorbida por la cubierta vegetal (f_{APAR}) y la eficiencia en el uso de la radiación (ε), incluyendo los factores para cuantificar su reducción por diversos tipos de estrés (Gilabert et al., 2015).

En este estudio se calcula la GPP anual mediante un modelo semi-empírico propuesto por Gilabert et al. (2017), previamente calibrado y validado. La GPP anual se obtiene a partir de un índice de vegetación (IV) y una PAR típica (PAR°) representativa de la zona de estudio:

$$GPP_{anual} = C_1 + C_2 \overline{\mathrm{IV}} \tag{1}$$

donde C_1 y C_2 son coeficientes determinados experimentalmente (generalmente dependientes del tipo de vegetación), y

$$\overline{\mathrm{IV}} = \frac{\sum_i \mathrm{IV}_i PAR_i^{\circ}}{\sum_i PAR_i^{\circ}} \tag{2}$$

es el IV promediado teniendo en cuenta la PAR típica diaria y su valor anual (el subíndice *i* hace referencia al día del año).

Esta metodología se fundamenta en tres hipótesis: 1) a escala anual, ε se considera independiente del tiempo e igual a su valor máximo, que depende exclusivamente del tipo de vegetación; 2) la f_{APAR} se puede obtener a través de una relación lineal con un índice de vegetación; y 3) el efecto de las variaciones interanuales de la PAR anual en

la GPP anual es despreciable y, por tanto, se puede usar una PAR típica independiente del año para caracterizar la estacionalidad de la zona de estudio.

La GPP anual obtenida con el método semi-empírico presenta un coeficiente de correlación de 0,9 con la calculada a partir de la GPP diaria (Gilabert et al., 2017) que, a su vez, presenta coeficientes de correlación de entre 0,7 y 0,98 comparada con la GPP diaria obtenida en diferentes torres *eddy covariance* distribuidas por la zona de estudio (Gilabert et al., 2015). En general, la GPP anual se sobreestima ligeramente en zonas semiáridas y se subestima en zonas forestales muy densas.

En este trabajo se calcula la GPP anual con 1 km de resolución espacial sobre la España peninsular durante el periodo 2001-2018. Posteriormente se realiza un análisis de tendencia para determinar si existe un cambio continuado en la GPP anual y, en tal caso, su sentido y su magnitud. Finalmente, se analizan los resultados en función del tipo de vegetación y se muestran algunos ejemplos de evolución temporal de la GPP anual.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

La España peninsular es un territorio relativamente grande (localizado entre 36° y 44° de latitud y entre −10° y 3° de longitud) y muy heterogéneo. La precipitación anual presenta un significativo gradiente NW-SE, desde más de 2000 mm hasta menos de 200 mm. La altitud oscila entre el nivel del mar y 3479 m. Estas características propician la existencia de ecosistemas muy diversos (Alcaraz et al., 2006; Vicente-Serrano et al., 2008).

2.2. Índice de vegetación

El producto MOD13A2 (Huete et al., 2002) es un compuesto temporal de 16 días con una resolución espacial de 1 km que contiene, entre otra información relevante acerca de la calidad de los datos, los índices de vegetación NDVI y EVI.

En este estudio se usa el EVI, al que previamente se le ha aplicado un método para reconstruir la serie temporal durante el periodo 2001-2018 (relleno de huecos y reducción de ruido) basado en la información sobre la calidad de los datos (Moreno et al., 2014).

2.3. PAR

La PAR supone el 46% de la radiación solar global incidente. Las imágenes de radiación global diaria para el periodo 2005-2012 (utilizadas para el cálculo de la PAR típica), con una resolución espacial de 1 km, se han obtenido, según disponibilidad de fechas, bien de los productos DSSF y DIDSSF (LSA-SAF, 2011) de MSG/SEVIRI, bien mediante redes neuronales (Moreno et al., 2011) a partir de imágenes de temperatura del aire y precipitación espacializadas a partir de medidas puntuales proporcionadas por AEMet (www.aemet.es).

2.4. Mapa de usos del suelo

Se interpretan los resultados mediante un mapa híbrido de usos del suelo (Pérez-Hoyos et al., 2012) obtenido a partir de la combinación sinérgica de CGL2000, CORINE, IGBP y GlobCover.

2.5. Estimación de la GPP anual

La GPP anual se calcula utilizando el modelo semi-empírico descrito someramente en la introducción (Gilabert et al., 2017). La PAR típica diaria se obtiene promediando los valores diarios del periodo 2005-2012 (este periodo se considera que es suficientemente representativo al incluir tanto años secos como húmedos, www.aemet.es). De acuerdo con los resultados obtenidos por Gilabert et al. (2017), se usa el EVI (MOD13A2) esencialmente por dos motivos. Primero, el EVI proporciona mejores estimaciones que el NDVI. Segundo, la GPP anual obtenida con el EVI utilizando coeficientes C_1 y C_2 únicos para toda la escena es muy similar a la que se obtiene utilizando coeficientes específicos para cada tipo de vegetación. Esto último simplifica notablemente la metodología.

Las imágenes de GPP anual con 1 km de resolución espacial sobre la zona de estudio se calculan para el periodo 2001-2018. En la Figura 1 se muestra, a modo de ejemplo, la correspondiente al año 2018.

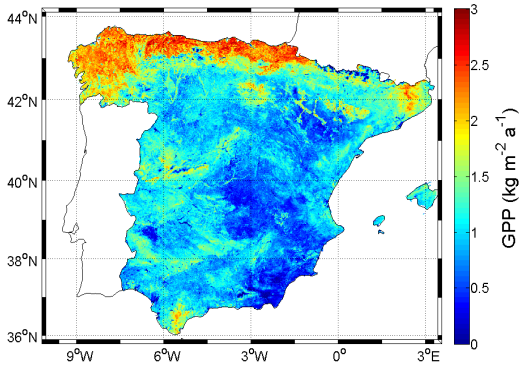


***Figura 1**. Imagen de GPP anual del año 2018.*

2.6. Análisis de tendencia

Se aplica el análisis de Mann-Kendall (Kendall, 1985; Mann, 1945) con un nivel de significancia del 95% a las series temporales de imágenes de GPP anual para determinar si existe una tendencia estadísticamente significativa en las mismas (en cada píxel de la escena). Se trata de una prueba no paramétrica, es decir, no se requiere ninguna condición en la distribución de los datos de entrada. La tendencia puede ser ascendente o descendente y no necesariamente lineal. Posteriormente, se calcula la pendiente de Theil-Sen (Sen, 1968) en los casos en los que se ha detectado una tendencia mediante el análisis anterior. La pendiente de Theil-Sen indica la magnitud del cambio detectado en la serie temporal (en el caso de la GPP anual, en kg m^{-2} a^{-1}) y su sentido (ascendente o descendente). Finalmente, se analizan los resultados obtenidos en función del tipo de vegetación mediante el mapa de usos del suelo.

3. Resultados y discusión

De los 663 026 píxeles examinados, solo 110 728 (un 17%) presentan una tendencia estadísticamente

significativa. De estos, 98 911 (89%) presentan una tendencia ascendente y 11 817 (11%) la presentan descendente. En la Figura 2 se muestra la pendiente de Theil-Sen para los píxeles con tendencia estadísticamente significativa. La mayor concentración de píxeles con tendencia estadísticamente significativa se encuentra repartida entre la Cuenca del Ebro y los Pirineos y presenta una pendiente mayoritariamente positiva. En cambio, en el sur de la provincia de Valencia y en la Región de Murcia destacan los píxeles con pendiente negativa.

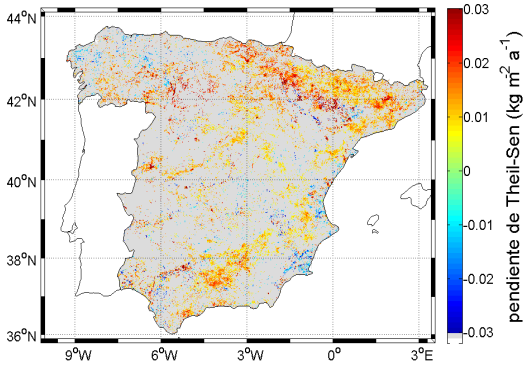


***Figura 2**. Cambios en la GPP anual detectados en el periodo 2001-2018 mediante el cálculo de la pendiente de Theil-Sen (kg m^{-2} a^{-1}). Los píxeles sin tendencia estadísticamente significativa se muestran en gris.*

Combinando el mapa de usos del suelo con la pendiente de Theil-Sen (Figura 2), se extrae la información de los píxeles de vegetación que presentan cambios significativos reagrupados según los usos del suelo del mapa híbrido (Tabla 1). Con esta información se construyen los diagramas de caja de la Figura 3.

***Tabla 1**. Número de píxeles que presentan tendencia estadísticamente significativa por tipo de vegetación.*

Código	Tipo de vegetación	N° píxeles
1	Cultivos de regadío	6420
2	Cultivos de secano	40 174
3	Mosaico de cultivos	7445
4	Bosque de frondosas	9129
5	Bosque de coníferas	16 498
6	Bosque mixto	4537
7	Vegetación arbustiva	9507
8	Vegetación herbácea	6922
9	Vegetación dispersa	6608

Todos los tipos de vegetación presentan una tendencia ascendente en la GPP anual de entre 0,010 kg m^{-2} a^{-1} y 0,012 kg m^{-2} a^{-1}. Solo las clases cultivos de regadío y cultivos de secano presentan una proporción notable de píxeles con pendiente negativa, sobre todo la primera con hasta una 35%. Entre las causas de la reducción de la GPP anual en los cultivos de regadío podrían encontrarse tanto la escasez de agua como el abandono agrícola. Por otra parte, el aumento en las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero, entre los cuales se encuentra el CO_2, podría justificar el aumento generalizado de la GPP anual (efecto conocido en la literatura como *greening*) en los casos en los que se detecta una tendencia estadísticamente significativa (Zhu et al., 2016).

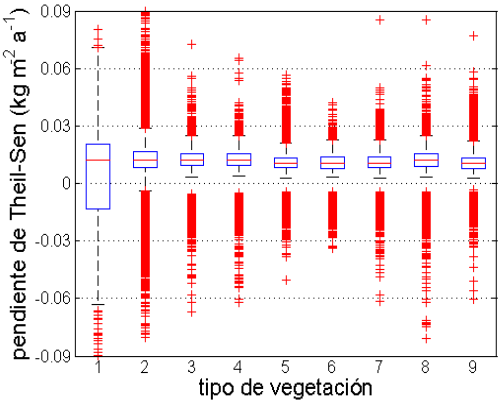


***Figura 3**. Diagramas de caja de la pendiente de Theil-Sen por tipo de vegetación (Tabla 1).*

En la Figura 4 se muestran tres ejemplos de píxeles con tendencia estadísticamente significativa y diferentes pendientes. La trama azul se corresponde con un cambio abrupto, en concreto con la pérdida de actividad registrada por un bosque de coníferas por un incendio en el año 2003. Se observa cómo la GPP disminuye abruptamente desde casi 1,4 kg m^{-2} a^{-1} hasta alcanzar un mínimo cercano a los 0,4 kg m^{-2} a^{-1} en el año 2004, se recupera rápidamente en los dos años siguientes y después sigue aumentando a menor ritmo hasta unos 1 6 kg m^{-2} a^{-1}, superando los valores previos al incendio. En verde se muestra el primer ejemplo de cambio gradual. Se trata de un cultivo de secano localizado en la parte sur de la provincia de Valencia. La GPP desciende paulatinamente a lo largo de los dieciocho años desde unos 1,6 kg m^{-2} a^{-1} hasta casi 1,2 kg m^{-2} a^{-1}. El segundo cambio gradual se muestra en rojo. Se corresponde con un bosque de coníferas en los Pirineos. La GPP aumenta desde casi 1,4 kg m^{-2} a^{-1} hasta casi 1,6 kg m^{-2} a^{-1} con variaciones ligeramente más acentuadas que en el caso anterior. Destaca el mínimo del año 2005, que fue especialmente seco (AEMet, 2005).

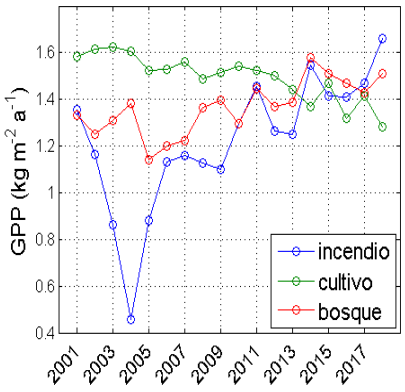


***Figura 4**. Series temporales de GPP anual en tres localizaciones. En azul, un bosque de coníferas con un incendio en el 2003. En verde, un cultivo de secano en la parte sur de la provincia de Valencia. En rojo, un bosque de coníferas en los Pirineos.*

4. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado mediante el proyecto ESCENARIOS (CGL2016-75239-R) y el proyecto CDPO-3 de LSA SAF (EUMETSAT).

El producto MOD13A2 se descargó a través del servicio online Reverb (reverb.echo.nasa.gov), cortesía del NASA EOSDIS *Land Processes Distributed Active Archive Center* (LP DAAC), USGS/*Earth Resources Observatio and Science* (EROS) *Center*, South Dakota. Los datos meteorológicos utilizados en el cálculo de la PAR proceden de la red de estaciones de la AEMet.

5. BIBLIOGRAFÍA

AEMet, 2005. Resumen Climatológico Anual 2005.

Alcaraz, D., Paruelo, J., Cabello, J., 2006. Identification of current ecosystem functional types in the Iberian Peninsula. Glob. Ecol. Biogeogr. 15, 200–212.

Gilabert, M.A., Moreno, A., Maselli, F., Martínez, B., Chiesi, M., Sánchez-Ruiz, S., García-Haro, F.J., Pérez-Hoyos, A., Campos-Taberner, M., Pérez-Priego, O., Serrano-Ortiz, P., Carrara, A., 2015. Daily GPP estimates in Mediterranean ecosystems by combining remote sensing and meteorological data. ISPRS Journal of Photogramm. Remote Sens., 102, 184-197.

Gilabert, M.A., Sánchez-Ruiz, S., Moreno, Á., 2017. Annual gross primary production from vegetation indices: A theoretically sound approach. Remote Sens. 9.

Huete, A., Didan, K., Miura, H., Rodriguez, E.P., Gao, X., Ferreira, L.F., 2002. Overview of the radiometric and biopyhsical performance of the MODIS vegetation indices. Remote Sens. Environ. 83, 195–213.

IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge and New York.

Kendall, M.G., 1985. Rank correlation methods, 4th ed. Charles Griffiin, London.

LSA-SAF, 2011. Product User Manual Down-welling Surface Shortwave Flux (DSSF).

Mann, H.B., 1945. Non-parametric tests against trend. Econometrica 13, 245–259.

Monteith, J.L., 1972. Solar Radiation and Productivity in Tropical Ecosystems. J. Appl. Ecol. 9, 747–766.

Moreno, Á., García-Haro, F., Martínez, B., Gilabert, M.A., 2014. Noise Reduction and Gap Filling of fAPAR Time Series Using an Adapted Local Regression Filter. Remote Sens. 6, 8238–8260.

Moreno, A., Gilabert, M.A., Martínez, B., 2011. Mapping daily global solar irradiation over Spain: A comparative study of selected approaches. Sol. Energy 85, 2072–2084.

Pérez-Hoyos, A., García-Haro, F.J., San-Miguel-Ayanz, J., 2012. A methodology to generate a synergetic land-cover map by fusion of different: Land-cover products. Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf. 19, 72–87.

Sen, P.K., 1968. Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. J. Am. Stat. Assoc. 63, 1379–1389.

Vicente-Serrano, S.M., Pérez-Cabello, F., Lasanta, T., 2008. Assessment of radiometric correction techniques in analyzing vegetation variability and change using time series of Landsat images. Remote Sens. Environ. 112, 3916–3934.

Waring, H.R., Running, S.W., 2007. Forest Ecosystems, 3rd ed. Academic Press, San Diego.

Zhu, Z. et al., 2016. Greening of the Earth and its drivers. Nature Climate Change 6, 791–795.

SECCIÓN 05

Metodología, procesado de datos y algoritmos

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 255-258. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Estimación de la Temperatura de Superficie y detección de *hotspots* en tiempo real con datos MSG-SEVIRI

Julien, Y., Sobrino, J.A., Jiménez-Muñoz, J.C., Sòria, G., Skoković, D.
Unidad de Cambio Global, Parque Científico, Universidad de Valencia, C/ Catedrático José Beltrán, 2,
E-46980 Paterna, España. yves.julien@uv.es

Resumen: Desde el año 2007, la Unidad de Cambio Global de la Universidad de Valencia recibe en tiempo real datos MSG-SEVIRI (*Meteosat Second Generation - Spinning Enhanced Visible and InfraRed Imager*) en sus instalaciones. Estos datos se procesan inmediatamente para la estimación de parámetros biofísicos y la detección de incendios. En este trabajo, presentamos la actualización de esta cadena de procesamiento. Esta actualización consiste en el uso de un nuevo algoritmo genérico, i.e. válido para los instrumentos SEVIRI a bordo de las plataformas MSG 8, 9, 10 y 11, para la estimación de la Temperatura de Superficie Terrestre (TST). También se han desarrollado nuevos algoritmos genéricos para la estimación del Vapor de Agua atmosférico –parámetro necesario para la estimación de la TST– y para la estimación de la Temperatura de Superficie del Mar (TSM). Estos algoritmos han sido implementados y utilizados para reprocesar nuestra base de datos entera. Validación con datos *in situ* provenientes de estaciones de medidas localizadas en Barrax (Albacete), en Almería y en la Reserva Biológica de Doñana (Andalucía) para TST, y de boyas de la Red de Puertos del Estado para TSM, muestran errores del orden de 2K y 0,8K respectivamente. Finalmente, estamos actualizando el algoritmo para la detección en tiempo real de incendios con MSG-SEVIRI, usando para ello la alta resolución temporal (15 minutos) del sensor. Una validación preliminar del nuevo algoritmo muestra un incremento de la sensibilidad de la detección, así como un buen acuerdo con detecciones independientes realizadas con el sensor MODIS (*MODerate-resolution Imaging Spectroradiometer*). Todos estos parámetros pueden ser consultados desde una página web dedicada, actualizada en tiempo real (https://www.uv.es/iplsat/index_sp.html).

Palabras clave: temperatura, incendios, mar, tierra, vapor de agua.

Real time surface temperature estimation and hotspot detection from MSG-SEVIRI data

Abstract: *Since 2007, the Global Change Unit of the University of Valencia receives MSG-SEVIRI (Meteosat Second Generation - Spinning Enhanced Visible and InfraRed Imager) data in real time within its premises. These data are being immediately processed to estimate biophysical parameters and detect fires. In this work, we present the actualization of this processing chain. This actualization consists in the use of a novel generic algorithm, i.e. valid for the SEVIRI instruments onboard MSG platforms 8, 9, 10, and 11, for the estimation of Land Surface Temperature (LST). We also developed novel generic algorithms for the estimation of atmospheric water vapor –needed for LST estimation– and for the estimation of Sea Surface Temperature (SST). These algorithms have been implemented and used to reprocess our whole database. Validation with in situ data from measurements stations located in Barrax (Albacete), in Almeria and in the Doñana Biogical Reservation (Andalucía) for LST, and from buoys from the State Portuary Web for SST, show errors of the order of 2K and 0.8K respectively. Finally, we are also actualizing our algorithm for real time fire detection with MSG-SEVIRI, by taking advantage of the sensor high temporal resolution (15 minutes). A preliminar validation of the new approach shows an increased detection sensitivity, as well as a good agreement with independent detections from MODIS (MODerate-resolution Imaging Spectroradiometer) sensor. All these parameters can be consulted from a dedicated webpage, which is actualized in real time (https://www.uv.es/iplsat/index.html)*

Keywords: *temperature, fires, sea, land, water vapor.*

1. INTRODUCCIÓN

Con su resolución temporal de 15 minutos, el sensor SEVIRI (*Spinning Enhanced Visible and InfraRed Imager*) a bordo de las plataformas MSG (*Meteosat Second Generation*) permite la observación en tiempo real de la mitad de nuestra Tierra. No obstante, con el paso de los años, las plataformas MSG se han ido sucediendo, desde el MSG8 en 2006, hasta el MSG11 actualmente en servicio (0°), con pequeñas variaciones en las funciones de respuesta espectral de los sensores SEVIRI sucesivos.

Diferentes algoritmos han sido desarrollados para la estimación de la temperatura de superficie de mar (TSM –Romaguera et al., 2006) como de tierra (TST –Romaguera y Sobrino, 2004; Atitar y Sobrino, 2009) a lo largo de los años, e implementados en nuestras instalaciones para la estimación en tiempo real de la temperatura de la superficie cada 15 minutos. Sin embargo, el uso de un algoritmo genérico, i.e. independiente de la plataforma MSG, para la estimación de la temperatura de superficie facilitaría su estudio multitemporal.

En la Unidad de Cambio Global (UCG) de la Universidad de Valencia, también detectamos *hotspots* (puntos calientes) cada 15 minutos, usando la metodología desarrollada por Calle et al. (2006). Sin embargo, esta metodología no saca partido de la alta resolución temporal del sensor SEVIRI, en oposición con la reciente metodología

propuesta por Filizolla et al. (2017) e implementada a nivel local.

En este trabajo presentamos los algoritmos genéricos que hemos desarrollado para la estimación de la temperatura de superficie de mar como de tierra, así como la detección de incendios en toda la imagen SEVIRI, juntos con su validación. Estos algoritmos se han implementado en tiempo real en nuestras infraestructuras, y sus resultados son accesibles gratuitamente desde una web dedicada (https://www.uv.es/iplsat/index.html).

2. DATOS

2.1. Datos satelitales

La UCG está dotado de una antena de recepción para los datos MSG-SEVIRI. Este sensor tiene una resolución espacial de 3 km en nadir, con nuevos datos cada 15 minutos. Estos datos están repartidos en 11 bandas, 2 en el espectro visible y infrarrojo cercano (Vis06, Vis08), 2 en el infrarrojo mediano (Ir016, Ir039), y 7 en el infrarrojo térmico (Wv062, Wv073, Ir087, Ir097, Ir108, Ir120, y Ir134). La descripción detallada de los sistemas de recepción, del preprocesado así como de los algoritmos utilizados para estimar la LST se pueden encontrar en Julien et al. (2015a). Adicionalmente, mascaras de nubes para el periodo 2015-2018 han sido descargadas a través del portal de EUMETSAT.

2.2. Simulación

Los coeficientes correspondientes a los distintos algoritmos de estimación de TST y TSM (presentados en la Sección 3) se obtienen a partir de regresiones lineales aplicadas a una base de datos de simulación. Para la elaboración de datos simulados es necesario utilizar datos de perfiles atmosféricos y datos de emisividad de la superficie terrestre. Además, los datos de perfiles atmosféricos deben introducirse en un código de transferencia radiativa para extraer los parámetros atmosféricos necesarios para poder obtener finalmente la temperatura simulada a nivel del sensor mediante la ecuación de transferencia radiativa (proceso conocido como *forward simulation*).

Para generar los algoritmos presentados en este trabajo se ha utilizado una base de datos de perfiles atmosféricos extraídos de la base TIGRS y el código de transferencia radiativa MODTRAN-5. Para caracterizar la superficie se han utilizado espectros de emisividad medidos en laboratorio e incluidos en la librería espectral de ASTER (Jiménez-Muñoz y Sobrino, 2007; actualmente librería de ECOSTRESS). Las simulaciones se han realizado bajo distintos ángulos de observación para cubrir la geometría de observación del sensor SEVIRI. Las magnitudes espectrales se han transformado en valores correspondientes a la banda del sensor utilizando la respuesta espectral correspondiente a cada banda.

2.3. Datos *in situ*

Se consideraron tres sitios de la península para las actividades de validación de la TST. En todos ellos hay instaladas estaciones permanentes que miden la TST con radiómetros de banda ancha en intervalos de 5 minutos. Cada sitio tiene características diferentes en términos de cubiertas de superficie y tamaños de la superficie que las hacen útiles para la validación de una amplia gama de sensores. Los sitios considerados son: i) el área agrícola Las Tiesas de Barrax (Albacete; 39° N, 2° W, 700 m s.n.m.) que dispone de datos desde el año 2013, ii) la Reserva Biológica de Doñana (Huelva; 37° N, 6° 25' O, nivel del mar), con datos continuos en Fuente Duque y Juncabalejo desde el año 2011 y finalmente iii) el Parque Nacional Cabo de Gata (Almería, 37° N, 2° W, 100 m s.n.m.) el cual cuenta con registros en Balsa Blanca desde finales del 2015.

Para la validación de la TSM, se utilizaron los datos disponibles de las boyas que rodean la Península Ibérica. Estas boyas están gestionadas por Puertos del Estado y miden la temperatura a una profundidad de 3 m. En la figura 1, se puede apreciar la localización de todas las boyas utilizadas.



***Figura 1**. Localización de las boyas para la validación de la Temperatura Superficie de Mar.*

3. ALGORITMOS

3.1. Temperatura de Superficie Terrestre

La estimación de la TST necesita la estimación previa de varios parámetros (emisividad y vapor de agua atmosférico). La emisividad se estima como detallado en Julien et al. (2015a), usando el método de umbrales de NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). En cuanto al Vapor de Agua (W), hemos usado la ecuación siguiente, basada en la metodología descrita en Julien et al. (2015b), y generalizada a MSG 8, 9, 10 y 11:

$$W = a_0 + a_1 \times TB062 \times (TB108 - TB120) \quad (1)$$

donde TB062, TB108 y TB120 son las temperaturas de brillo obtenidas a partir de las bandas Wv062, Ir108, e Ir120 respectivamente, y a_0 y a_1 son coeficientes de regresión.

Para estimar la TST, usamos la ecuación siguiente, adaptada para SEVIRI, de Sobrino et al. (1996):

$$TST = TB108 + b_1(TB108 - TB120) + b_2(TB108 - TB120)^2 + b_0 + (b_3 + b_4 W)(1-\varepsilon) + (b_5 + b_6 W)\Delta\varepsilon \quad (2)$$

donde W es el vapor de agua, ε y Δε son las emisividades promedio y diferencial para las bandas Ir108 e Ir120, y los coeficientes b_0,..., $b_6$los coeficientes del ajuste, dependientes del ángulo cenital de observación. Presentamos la TST

para el día 28 de Marzo del 2018 a las 13:30 UTC en la figura 2, en conjunto con la TSM.

3.2. Temperatura de Superficie del Mar

En cuanto a la TSM, usamos la ecuación siguiente, también adaptada para SEVIRI, de Sobrino et al. (1996):

$$TSM = TB108 + c_1(TB108\text{-}TB120) + \\ + c_2(TB108\text{-}TB120)^2 + c_0 \quad (3)$$

donde c_0,..., $c_2$son los coeficientes del ajuste. Presentamos la TSM para el día 28 de Marzo del 2018 a las 13:30 UTC en la figura 2, en conjunto con la TST.

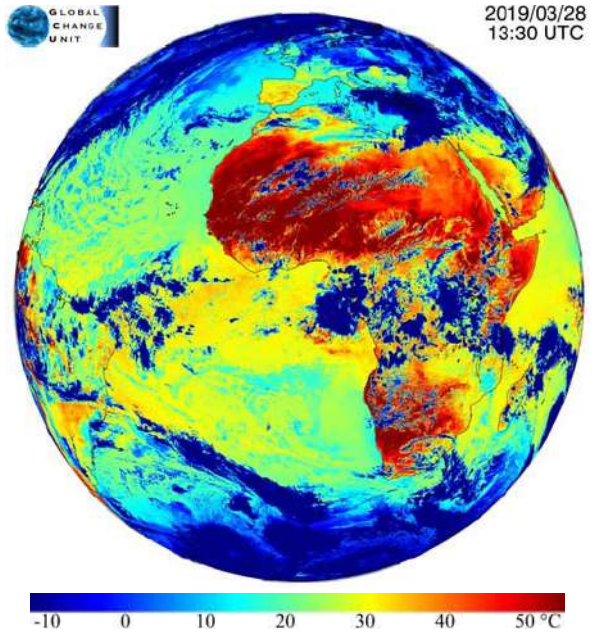


***Figura 2**. Temperatura de Superficie (Terrestre y del Mar) para el día 28 de Marzo del 2018 a las 13:30 UTC.*

3.3. Detección de incendios

Desde 2014, tenemos implementado una detección de incendios con MSG-SEVIRI basada en la metodología desarrollada por Calle et al. (2006). Recientemente, Filizzola et al. (2017) complementaron esta metodología aprovechándose de la alta resolución temporal de MSG-SEVIRI para poder detectar incendios con menores intensidades. Hemos implementado esta última metodología con una modificaciones menores:

- la estimación de los valores de referencia para cada banda y cada mes se hizo con el método IQR (*Inter Quartile Range*) en lugar del "*kσ- clipping*".
- la detección de nubes se ha hecho para todos los píxeles cuyos valores están por debajo (respectivamente por encima) de 3 veces la desviación estándar en la banda Vis06 (resp. Ir108).

Adicionalmente, hemos estimado la energía radiativa de cada píxel usando la metodología de Calle et al. (2006), y la temperatura del fuego así como su superficie resolviendo las ecuaciones de Dozier (1981). Todos los píxeles para los cuales la solución a estas ecuaciones son imposibles físicamente (temperatura menor de 400K) han sido identificadas como falsas alarmas.

4. VALIDACIÓN

4.1. Temperatura de Superficie

Para validar las temperaturas de superficie estimadas con los algoritmos anteriores, hemos utilizado las mascaras de nubes descargadas de EUMETSAT para identificar periodos de más de 26 horas consecutivas sin nubes para todos los puntos de validación, en mar como en tierra. De estos periodos, hemos eliminado las adquisiciones de las primera y última hora, para evitar posibles nubes residuales. Para calcular el error en la estimación de la temperatura, hemos usado de nuevo el método IQR para disminuir la influencia de eventuales nubes pequeñas (de tamaño menor a un píxel).

Hemos utilizado los datos de las boyas localizadas en la figura 1 entre 2015 y 2018 para validar la TSM para todos los periodos sin nubes identificados. El error de la estimación de la TSM es de 0,8K para todas las boyas, con una precisión de 0,6K.

En el caso de la TST, hemos utilizado los datos para las noches de verano (entre 20:00 y 04:00 UTC para los días julianos 200 a 300) para las estaciones localizadas en el Parque de Doñana (Balsa Blanca, Fuente Duque y Juncabalejo) para favorecer la homogeneidad espacial dentro del píxel SEVIRI. Por las mismas razones, hemos utilizado los datos para las noches de todo el año en Las Tiesas. Los RMSE obtenidos son respectivamente de 2,8K, 1,3K, 2,2K y 2,4K para las estaciones de Balsa Blanca, Fuente Duque, Juncabalejo y Las Tiesas.

4.2. Detección de Incendios

Presentamos en la figura 3 los incendios detectados en la Peninsula Ibérica el día 30 de Junio de 2015 a las 18:30 UTC. En esta imagen, se pueden observar en blanco los 11 píxeles identificados como *hotspots*. Estos píxeles están agrupados en 3 zonas, de las cuales 2 presentan plumas típicas de los incendios. Las características estimadas de los *hotspots* detectados (coordenadas, energía, superficie, temperatura) se presentan en la tabla 1. Sin sorpresa, los 2 incendios con pluma son los que presentan las energías más altas (>15 MW para varios píxeles). Dos de estos incendios ya estaban activos a las 13:30 UTC y fueron detectados por nuestra antena MODIS (*MODerate resolution Imaging Spectro-radiometer*).

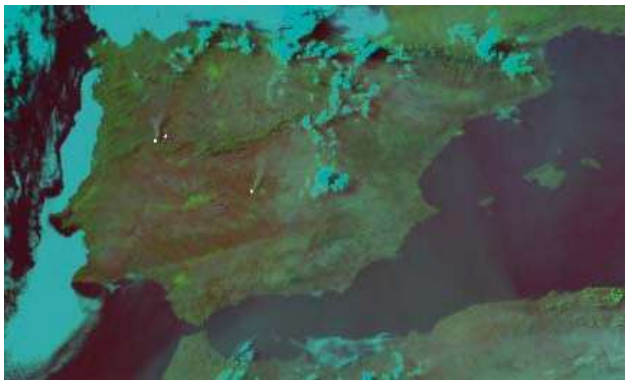


***Figura 3**. Quicklook de la Península Ibérica para el 30 de Junio de 2015 a las 18:30 UTC. Los puntos blancos corresponden a los incendios detectados (ver Tabla 1).*

***Tabla 1**. Características de los incendios detectados el 30 de Junio a las 18:30 UTC en la Península Ibérica.*

Latitude (° N)	Longitude (° W)	Energía (MW)	Temperatura (K)	Superficie (ha)
40.68	6.77	12.4	2059	0.03
40.64	6.81	9.4	1499	0.05
40.64	6.77	7.6	733	0.62
40.56	7.06	30.6	787	1.94
40.56	7.02	37.0	740	3.24
40.52	7.05	22.2	713	2.20
40.52	7.02	23.5	622	4.98
39.26	4.47	17.7	594	4.81
39.22	4.47	24.7	638	4.52
39.22	4.43	12.4	656	1.84

5. CONCLUSIONES

Hemos desarrollado algoritmos genéricos para la estimación de la temperatura de superficie a partir del sensor SEVIRI a bordo de las plataformas MSG8, 9, 10 y 11. Estos algoritmos, así como la detección de *hotspots*, han sido implementados en tiempo real, y validadas satisfactoriamente. Proporcionamos gratuitamente estos resultados a través de una página web dedicada actualizada con cada nueva adquisición (https://www.uv.es/iplsat/index.html).

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (SIM, proyecto PCIN-2015-232, y TIRSAT, proyecto ESP2017- 85770-R).

7. BIBLIOGRAFÍA

Atitar, M., Sobrino, J.A. (2009). A split-window for estimating LST from Meteosat 9 Data: testand comparison with in situ data and MODIS LSTs, *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, vol. 6, no. 1, pp. 122–126, Jan. 2009.

Calle, A., Casanova, J.L., Romo, A. (2006). Fire detection and monitoring using MSG spinning enhanced visible and infrared imager (SEVIRI) data, *Journal of Geophysical Research – Biogeosciences*, 111(G3),G04S06.

Filizzola, C., Corrado, R., Marchese, F., Mazzeo, G., Paciello, R., Pergola, N., Tramutoli, V. (2017). RST-FIRES, an exportable algorithm for early-fire detection and monitoring: description, implementation, and field validation in the case of the MSG-SEVIRI sensor, *Remote Sensing of Environment*, 192 (2017) e2-e25.

Jiménez-Muñoz, J.C., Sobrino, J.A. (2007). Feasibility of Retrieving Land-Surface Temperature From ASTER TIR Bands Using Two-Channel Algorithms: A Case Study of Agricultural Areas, *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, Vol. 4(1), pp. 60-64, 2007.

Julien, Y., Sobrino, J.A., Sòria, G. (2015a). Retrieving and broadcasting near-real time biophysical parameters from MODIS and SEVIRI receiving stations at the Global Change Unit of the University of Valencia, *International Journal of Remote Sensing*, DOI:10.108 0/01431161.2015.1040134.

Julien, Y., Sobrino, J.A., Mattar, C., Jiménez-Muñoz, J.C. (2015b). Near Real-Time estimation of Water Vapor column from MSG SEVIRI thermal infrared bands: implications for Land Surface Temperature retrieval, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Vol. 53, No. 8, 4231-4237.

Romaguera, M., Sobrino, J.A., Olesen, F.S. (2006). Estimation of sea surface temperature from SEVIRI data: algorithm testing and comparison with AVHRR products, *International Journal of Remote Sensing*, 27, 5081-086, 2006.

Sobrino, J.A., Li, Z.L., Stoll, M.P., Becker, F. (1996). Multi-channel and multi-angle algorithms for estimating sea and land surface temperature with ATSR data, *International Journal of Remote Sensing*, 17,2089-2114.

Sobrino, J.A., Romaguera, M. (2004). Land surface temperature retrieval from MSG-SEVIRI data, *Remote Sensing of Environment*, 92, 247-254,2004.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 259-262. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Estimación de mapas de LST a resolución de 10 m combinando imágenes MODIS y Sentinel-2. Aplicación a una zona experimental agrícola

Sánchez, J.M.[(1)], Galve, J.M.[(1)], González-Piqueras, J.[(1)], López-Urrea, R.[(2)], Niclòs, R.[(3)], Calera, A.[(1)]
[(1)] Universidad de Castilla-La Mancha, Instituto de Desarrollo Regional, Campus Universitario s/n, 02071 Albacete, España. juanmanuel.sanchez@uclm.es
[(2)] Instituto Técnico Agronómico Provincial de Albacete y FUNDESCAM, Parque Empresarial Campollano, 2ª Avda. N°61, 02007 Albacete, España.
[(3)] Departamento de Física de la Tierra y Termodinámica, Universidad de Valencia, C/Dr. Moliner 50, 46100 Burjassot, Valencia, España.

Resumen: Las recientes técnicas de desagregación permiten afrontar la limitación que supone la baja resolución espacial en el infrarrojo térmico (TIR) frente al visible e infrarrojo cercano (VNIR). La base de estas técnicas es la relación que se establece entre las bandas espectrales del VNIR y TIR a baja resolución espacial, y que se supone independiente de la resolución espacial. En un trabajo previo (Bisquert et al., 2016a), ya se realizó un completo análisis de las diferentes técnicas de desagregación publicadas, basadas en la combinación MODIS-Landsat. El objetivo de este trabajo es evaluar el método que ofrecía mejores resultados, aplicado ahora a la combinación MODIS/Sentinel-2, para la estimación de temperatura de la superficie (LST) con una resolución espacial de 10 m. En el verano de 2018 se llevó a cabo una campaña en la zona experimental agrícola de Barrax, (39°03'35'' N, 2°06' W). Con el fin de realizar una validación local robusta del método de desagregación, se realizaron transectos de temperatura coincidentes con las horas de paso de MODIS, cubriendo una gran variedad de cultivos y condiciones superficiales. Además, se emplearon varias imágenes Landsat-7/ETM+ para una validación distribuida del producto LST generado. En total dispusimos de 6 fechas para el estudio, cubriendo hasta 10 cultivos diferentes. A pesar del amplio rango de temperaturas registrado (300-325 K), se observan diferencias de ±4,0K, con un error de estimación promedio de ±2,2 K, y una desviación sistemática de 0,6 K para la base de datos completa. Estos resultados son muy similares a los obtenidos en la validación distribuida, basada en la comparación píxel a píxel con el producto LST de Landsat.

Palabras clave: desagregación, infrarrojo térmico, Copernicus, Sentinel, LST.

Estimation of LST maps at 10-m spatial resolution by combining MODIS and Sentinel-2 images. Application to an experimental farmland area

Abstract: *The traditional limitation in the lower spatial resolution of Thermal Infrared (TIR) versus Visible Near Infrared (VNIR) satellite data can be faced by applying recent disaggregation techniques. These techniques are based on the VNIR-TIR variable regressions at coarse spatial resolution, and the assumption that the relationship between spectral bands is independent of the spatial resolution. A comprehensive analysis of different disaggregation methods in the literature using MODIS and Landsat images was already addressed by [1] in a previous publication. The aim of this work is to evaluate the performance of the downscaling method that showed the best results, when applied now to the MODIS/Sentinel-2 tandem for the estimation of daily land surface temperature (LST) at 10 m spatial resolution. An experiment was carried out in an agricultural area located in the Barrax test site, Spain (39°03'35"N, 2°06'W), for the summer of 2018. Ground measurements of LST transects centered in the MODIS overpasses, and covering a variety of crops and surface conditions, were used for a robust local validation of the disaggregation approach. An additional set of Landsat-7/ETM+ images were also used for a more extended assessment of the LST product generated. Data from 6 different dates were available for this study, covering 10 different crop fields. Despite the large range of temperatures registered (300-325 K), differences within ±4.0K are obtained, with an average estimation error of ±2.2K and a systematic deviation of 0.6K for the full dataset. A similar error was obtained for the extended assessment of the high resolution LST products, based on the pixel-to-pixel comparison between Landsat and disaggregated Sentinel-2 LST products.*

Keywords: *disaggregation, thermal infrared, Copernicus, Sentinel, LST.*

1. INTRODUCCIÓN

Las series temporales de alta resolución espacial y temporal de imágenes térmicas son fundamentales en aplicaciones como la gestión de los recursos hídricos o la planificación de riegos, basadas en el modelado del balance de energía en superficie (Anderson et al., 2012; Ha et al., 2013). Sin embargo, existe todavía una limitación en la resolución espacial y temporal de los sensores térmicos a bordo de satélite existentes. En los últimos años se ha avanzado en la propuesta de técnicas de desagregación que permiten mejorar esta resolución gracias a la relación que se establece entre el infrarrojo térmico (TIR) y el visible-infrarrojo cercano (VNIR) (Ha et al. 2013; Zhan et al., 2013; Agam et al., 2007; Bindhu et al., 2007; Bisquert et al., 2016b).

Este artículo es una continuación del trabajo iniciado por Bisquert et al. (2016a), en el que se realizó una comparativa de diferentes metodologías, basadas en la combinación MODIS/Landsat. En este artículo se presenta la aplicación de esta técnica mejorada a la combinación de los sensores MODIS y Sentinel-2 para la estimación de mapas de LST con una resolución espacial de 10-m.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio y medidas

Este trabajo se llevó a cabo en la zona agrícola semiárida de Barrax, Albacete (39°03' N, 2°06' W). Se realizaron transectos de temperatura de superficie en diferentes ubicaciones dentro de la zona experimental de "Las Tiesas" durante el verano de 2018, coincidiendo con las horas de paso de Terra/MODIS (Figura 1). Para las medidas se emplearon radiómetros térmicos de banda ancha (8–14 µm) Apogee MI-210, con una precisión de ±0,3 K y un ángulo de visión de 22°. Las medidas se corrigieron de los efectos de la atmósfera y la emisividad (Sánchez et al., 2014).



Parcela	Cultivo	Tamaño parcela(ha)
1,1	Patata	1,1
1,2	Festuca	2,2
1,3	Viña	4,5
1,4	Adormidera	25,4
1,5	Ajos_1	25,4
2,1	Ajos_2	27,4
2,2	Suelo desnudo_2	7,7
2,3	Trigo	34,5
2,4	Maiz	2,9
3,1	Cebada (secano)	11,3
3,2	Cebada (regadío)	14,3
3,3	Almendros	11,1
3,4	Suelo desnudo_3	30,3

***Figura 1**. Localización de la finca experimental de "Las Tiesas" superpuesta a una imagen en falso color Sentinel-2 de fecha 08/07/2018. Las diferentes parcelas de estudio aparecen identificadas con una etiqueta, y se detallan en la tabla adjunta.*

2.2. Imágenes de satélite

Para este trabajo se seleccionaron 6 fechas con imagen MODIS con un ángulo de visión <20° sobre la zona, para evitar distorsión por efectos angulares. Los datos VNIR (reflectividades en las bandas del rojo e infrarrojo cercano) y TIR se obtuvieron de los productos MOD09GQ (250 m) y MOD11_L2 (1 km), respectivamente (glovis.usgs.gov).

Las reflectividades de superficie, a 10 m de resolución espacial, se obtuvieron de imágenes Sentinel-2A y Sentinel-2B, coincidentes o desfasadas en ±1 día (*Copernicus Open Access Hub*). Se emplearon las bandas 4 y 8 para el cálculo del NDVI. El experimento cubrió un amplio rango de valores de NDVI (0,12<NDVI<0,80).

2.3. Técnica de desagregación

Bisquert et al. (2016a y 2016b) realizaron una comparativa de diferentes técnicas de desagregación aplicadas a la combinación MODIS/Landsat y MODIS/Spot-5. En este trabajo se presenta una versión mejorada del método que mostró los mejores resultados, adaptado ahora a la combinación MODIS/Sentinel-2.

El método parte de establecer una relación lineal entre el NDVI y la LST a la resolución de 1 km de MODIS Esta relación se establece sobre una selección previa de los llamados píxeles "puros", basada en un valor de confianza, y tras un proceso de normalización de reflectividades MODIS/Sentinel-2). La relación obtenida NDVI-LST se aplica después a los valores de NDVI a resolución Sentinel-2. De esta forma se obtiene una primera estimación de la LST a 10 m, que hay que retocar finalmente añadiendo a este valor una cantidad residual que de cuenta de las desviaciones introducidas por las condiciones de heterogeneidad locales. Como novedad en este trabajo, se ha añadido una parametrización de este residuo en función del propio NDVI, que mejora los resultados finales.

Para más detalles sobre los diferentes procesos de la técnica de desagregación empleada, se recomienda consultar el trabajo de Bisquert et al. (2016a).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Validación local

Los valores desagregados de LST a 10 m de resolución espacial (LST_{10m}) se compararon con las medidas de superficie (LST_g) en las diferentes parcelas de estudio. La figura 2 muestra el buen acuerdo (r^2=0,87) entre los valores estimados y medidos de LST. Las diferencias oscilan en el rango de ±4,0 K, con una desviación sistemática de 0,6 K y un error cuadrático medio (RMSE) de ±2,2 K. Sobre la gráfica de la figura 2 se han superpuesto también los resultados de LST de MODIS. En este caso se aprecia una dispersión importante (RMSE=±8,1 K), y discrepancias superiores a los 10 K, especialmente para los valores bajos de temperatura registrados en parcelas de pequeña extensión.

El nuevo tratamiento de los residuos que se introduce en este trabajo como parte de la técnica de desagregación, mejora los resultados que se obtendrían con la formulación original (RMSE de ±3,0 K, con sobreestimación sistemática de 2,0 K, en este caso).

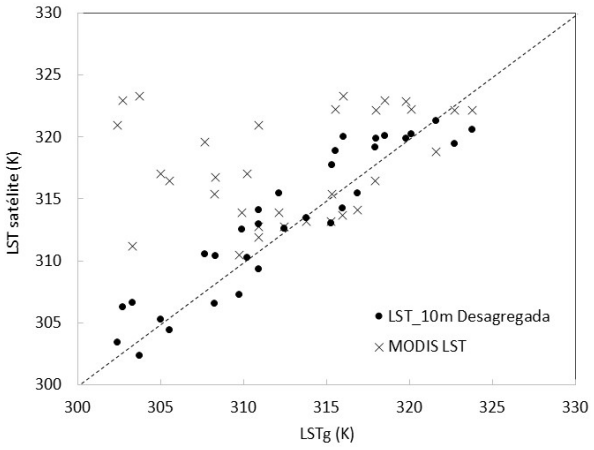


***Figura 2**. Valores desagregados de LST_{10m} (puntos) y MDIS_LST (cruces) frente a las medidas de transectos en superficie (LST_g).*

3.2. Validación distribuida

Más allá de la validación local anterior, se realizó una comparación de los resultados, a escala de imagen, con los valores LST de 3 escenas Landsat-7/ETM+ coincidentes

con 3 de las pasadas MODIS del estudio. Tras realizar una agregación previa, basada en la ley de Stefan-Boltzmann, de los valores LST_{10m} a la resolución de 30 m ofrecida por Landsat, se realizó una comparación píxel a píxel.

La figura 3 muestra un ejemplo (16/07/2018) de un mapa de LST cubriendo la finca experimental de "Las Tiesas" obtenido a partir de imágenes L7-ETM+, a resolución de 30 m, junto con un mapa de LST_{10m} resultado del proceso de desagregación MODIS/Sentinel-2. Se puede observar la mejora significativa en la capacidad de distinguir entre parcelas, aunque el auténtico potencial del modelo de desagregación se aprecia en las parcelas de extensión inferior a 5 ha, en las que apenas se puede ubicar una ventana de 3×3 píxeles térmicos de L7-EMT+.

Para cuantificar la bondad del método de desagregación a escala de imagen, se realizó una comparación píxel a píxel de un corte de unos 10×10 km^2 centrados en la zona. Juntando los datos de las 3 fechas disponibles se obtiene un RMSE de ±2,3 K, con una sobreestimación de 1,1 K todavía por analizar.

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se muestra una adaptación del método de desagregación planteado en Bisquert et al. (2016a) a la combinación de imágenes MODIS/Sentinel-2 para reducir la resolución espacial de la temperatura de superficie de 1 km a tan solo 10 m.

La comparación con medidas de transectos de LST en superficie, muestra un error de estimación promedio de ±2,2 K en LST_{10m}. Estos resultados a escala local se ven reforzados por la validación llevada a cabo a escala de imagen a partir de 3 imágenes Landsat-7/EMT+, que muestran un RMSE muy similar de ±2,3 K en este caso.

Estos resultados son esperanzadores y refuerzan el uso de esta técnica de desagregación para la estimación de LST a una resolución temporal y espacial más adecuadas a las necesidades de las aplicaciones en agricultura o hidrología.

En trabajos futuros se abordará la adaptación del modelo a la combinación entre Sentinel-3 y Sentinel-2.

5. AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se ha financiado gracias a fondos del Ministerio Español de Economía y Competitividad, junto con fondos FEDER (proyecto CGL2016-80609-R), la Consejería de Educación y Ciencia de la Junta de Comunidades de Castilla- La Mancha (proyecto SBPLY/17/180501/000357), y el contrato Juan de la Cierva-Formación del Dr. Galve (FJCI-2015-24876). Los autores agradecen al ITAP-FUNDESCAM y al Grupo de Teledetección Térmica de la Universidad de Valencia por el apoyo logístico en la campaña experimental (MINECO-FEDER, EU projects AGL2017-83738-C3-3-R y CGL2015-64268-R).

6. BIBLIOGRAFÍA

Agam, N., Kustas, W.P., Anderson, M.C., Li, F., Neale, C.M.U. 2007. A vegetation index-based technique for spatial sharpening of thermal imagery. Remote Sens. Environ., 107(4), 545–558.

Anderson M.C. et al. 2012. Mapping daily evapotranspiration at landsat spatial scales during the BEAREX'08 field campaign. Adv. Water Resour., 50, 162–177.

Bindhu, V.M., Narasimhan, B., Sudheer, K.P. 2013. Development and verification of a non-linear disaggregation method (NL-DisTrad) to downscale MODIS land surface temperature to the spatial scale of Landsat thermal data to estimate evapotranspiration. Remote Sens. Environ., 135, 118–129.

Bisquert, M., Sánchez, J.M., Caselles, V. 2016a. Evaluation of disaggregation methods for downscaling MODIS land surface temperature to Landsat spatial resolution in Barrax test site. IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Observations Remote Sens., 9, 1430–1438.

Bisquert, M., Sánchez, J.M., López-Urrea, R., Caselles, V. 2016b. Estimating high resolution evapotranspiration from disaggregated thermal images. Remote Sens. Environ., 187, 423–433.

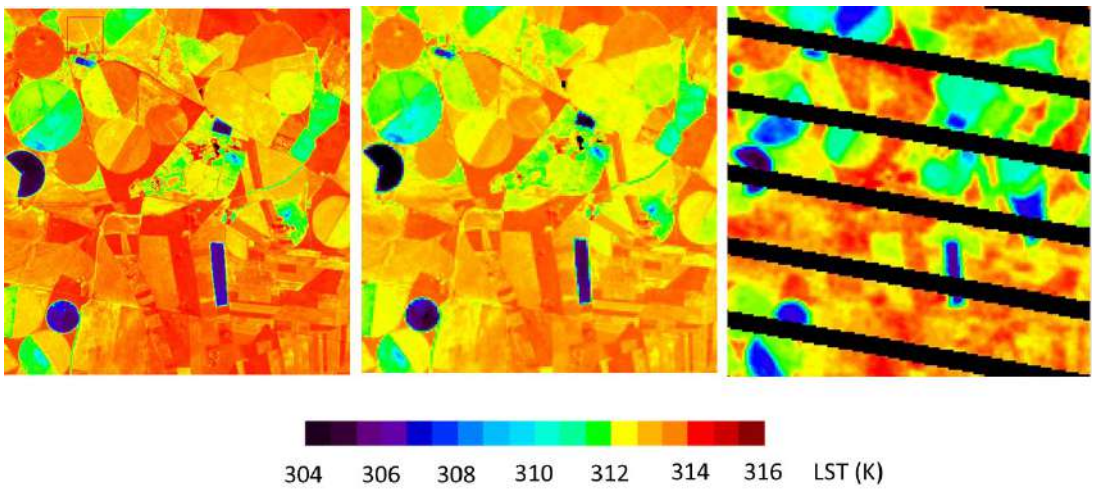


***Figura 3**. Imagen de LST_{10m} desagregada (izquierda), valores agregados a 30 m, LST_{30m} (centro), y LST_{30m} calculados a partir de la imagen original L7-ETM+ (derecha). El ejemplo corresponde a la fecha 16/07/2018.*

Ha, W., Gowda, P., Howell, T. 2013. A review of downscaling methods for remote sensing-based irrigation management: Part I. Irrig. Sci., 31(4), 831–850.

Sánchez, J.M., López-Urrea, R., Rubio, E., González-Piqueras, J., Caselles, V. Assessing crop coefficients of sunflower and canola using two-source energy balance and thermal radiometry. Agric. Water Manage., 137, 23–29.

Zhan, W., et al. 2013. Disaggregation of remotely sensed land surface temperature: Literature survey, taxonomy, issues, and caveats. Remote Sens. Environ., 131, 119–139.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 263-266. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Sentinel Toolbox Application (SNAP) aplicado a la clasificación supervisada de imágenes PNOA

Fragoso-Campón, L., Quirós, E.
(1) Departamento de Expresión Gráfica, Universidad de Extremadura, Escuela Politécnica,
Avda. de la Universidad s/n, 10003 Cáceres, España. laurafragoso@unex.es

Resumen: En sus orígenes la teledetección fue concebida para la clasificación o interpretación de imágenes satelitales. Sin embargo, los avances en los sensores aéreos proporcionan hoy en día imágenes multiespectrales con gran resolución espacial. A pesar de ello y en paralelo, nuevos satélites como los de la misión Sentinel han puesto en órbita varias misiones que se han convertido en referencia mundial en la observación de la tierra. La disponibilidad en abierto de sus imágenes está ampliando de manera muy amplia el número de usuarios de sus productos. De ese modo, ha surgido la plataforma de trabajo SNAP (*Sentinel Application Platform*) concebida para trabajar con imágenes de la misión Sentinel. En este trabajo se plantea la utilización de dicha plataforma para la clasificación de coberturas a partir de una imagen de alta resolución del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) con el fin de comprobar su versatilidad a la hora de trabajar con otros sensores ópticos. La información espectral de las imágenes (NIR, rojo, verde y azul) se ha complementado con la información derivada de dichas bandas, tales como índices de vegetación, suelo y agua, así como la información textural de la matriz de co-ocurrencia de la banda del NIR y un Modelo Digital de Vegetación a partir de datos LiDAR. La clasificación mediante al algoritmo *Random Forest* ha alcanzado una exactitud global del 86%, lo que valida al software SNAP como herramienta de trabajo, no sólo de imágenes satelitales, sino también de imágenes aéreas y de alta resolución.

Palabras clave: SNAP (*Sentinel Application Platform*), PNOA, *Random Forest*, LiDAR.

Sentinel Toolbox Application (SNAP) applied to supervised PNOA image classification

Abstract: *In their early days, remote sensing was conceived for the classification or interpretation of satellite images. However, advances in aerial sensors now provide multispectral images with high spatial resolution. In spite of this and in parallel, new satellites such as those of the Sentinel mission have put into orbit several missions that have become a world reference in the observation of the earth. The open availability of their images is greatly expanding the number of their products users. In this way, the SNAP (Sentinel Application Platform) platform designed to work with images of the Sentinel mission has emerged. In this work, the use of this platform for the classification of coverage from a high resolution image of the National Air Orthophotography Plan (PNOA) is proposed in order to verify its versatility when working with other optical sensors. The spectral information of the images (NIR, red, green and blue) has been complemented with the information derived from these bands such as vegetation, soil and water indexes, as well as the textural information of the co-occurrence matrix of the NIR band and a Digital Vegetation Model derived from LiDAR data. The classification by means of the Random Forest algorithm has reached an overall accuracy of 86%, which validates the SNAP software as a working tool not only for satellite images, but also for aerial and high resolution images.*

Keywords: *SNAP (Sentinel Application Platform), PNOA, Random Forest, LiDAR.*

1. INTRODUCCIÓN

La Teledetección en sus orígenes se centró en la clasificación de imágenes satelitales. Satélites como Landsat y SPOT entre otros han sido ampliamente utilizados para la clasificación de coberturas (Bolton et al. 2018; Chen et al. 2019; Sari et al. 2017; Zhao et al. 2016)

Sin embargo, en el transcurso del tiempo y con el desarrollo de nuevos instrumentos de captura, la deficiente resolución espacial de los satélites se ha visto suplida por las imágenes de alta resolución capturadas desde aviones, helicópteros o incluso drones. A pesar de ello, nuevos satélites como los de la misión Sentinel del Programa Copernicus de la Unión Europea, que en colaboración con la Agencia Espacial Europea (ESA), han puesto en órbita varias misiones que se han convertido en referencia mundial en la observación de la tierra. Así pues, la disponibilidad en abierto de sus imágenes está ampliando el número de usuarios de sus productos.

En este sentido, *Brockmann Consult, Array Systems Computing* y *C-S* han desarrollado conjuntamente un software de libre distribución con todas las herramientas de utilización de imágenes Sentinel llamada SNAP (*Sentinel Application Platform*). Dicha plataforma se caracteriza por tener un entorno intuitivo, que, además, se ve complementado por una serie de *plugins* que le hace muy versátil para trabajar con imágenes de la misión Sentinel en el ámbito de la agricultura, forestal, hidrológico y de desastres naturales (Castillo et al. 2017; Clerici et al. 2017; Chymyrov et al. 2018; Fragoso-Campón et al. 2019; Gupta et al. 2018).

Entre sus múltiples herramientas destacan las relacionadas con una gran variedad de índices de vegetación, de suelo y de agua. Estos índices han sido ampliamente

utilizados en distintos trabajos gracias a su poder de discriminación de coberturas (Adamu et al. 2018; Du et al. 2016; Godinho et al. 2016; Rozenstein et al. 2018; Sonobe et al. 2018).

Adicionalmente, el software dispone de herramientas de tratamiento digital de las imágenes tales como un análisis de texturas que tiene como finalidad analizar el patrón de variaciones de intensidad en las imágenes. Dicho análisis se lleva a cabo mediante la Matriz de Co-ocurrencia de Nivel de Gris (GLCM). Son varios los trabajos que han empleado estas técnicas para mejorar la clasificación supervisada (Godinho et al. 2017; Zafari et al. 2019)

Finalmente cabe destacar que, a pesar de que el desarrollo del software se ha centrado en el procesamiento de imágenes del Sentinel-1, Sentinel-2 y más recientemente del Sentinel-3, también, ha sido empleado para procesar imágenes de otros satélites tales como Landsat, Rapideye, etc. Sin embargo, pocos trabajos han sido llevados a cabo procesando imágenes de sensores aéreos mediante el software SNAP. De este modo, en este trabajo se plantea la utilización de dicha plataforma para la clasificación de coberturas a partir de una imagen de alta resolución del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Se ha estudiado la cobertura vegetal dentro de la hoja del Mapa Topográfico Nacional a escala 1:50 000 (MTN50) n° 705 ubicada en la Comunidad Autónoma de Extremadura. En concreto el área corresponde a la cuadrícula a escala 1:5000 con número 705-3-7 (Figura 1).

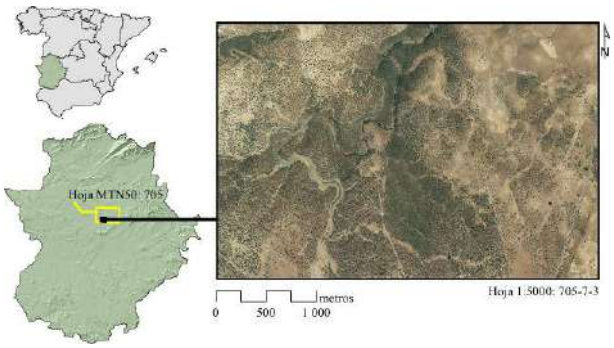


***Figura 1**. Delimitación de la zona de estudio. Hoja MTN50 n° 705-3-7.*

El ámbito de estudio se ubica en el centro de la cuenca hidrográfica del río Tamuja, que cruza la hoja de sur a norte. Según la información recogida en el Mapa Forestal de Extremadura (MFEx), la vegetación dominante en la zona es encinar conformando el paisaje típico de la Dehesa Extremeña. Acompañando a la vegetación de porte arbóreo, encontramos pastos y matorral de bajo porte.

2.2. Ortofografía PNOA

Para este trabajo se han utilizado las imágenes disponibles en el área de estudio del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA). Las imágenes utilizadas corresponden al vuelo de 2016 y presentan una resolución espacial de 0,25 m, obtenidas como resultado del vuelo fotogramétrico realizado con una cámara digital de alta resolución, equipada con sensor pancromático y 4 sensores multiespectrales (Ministerio de Fomento, 2018).

Las imágenes son suministradas en dos ficheros independientes (Figura 2), en formato ECW, cada una con tres bandas espectrales:

- Ortofoto NIR: con las bandas correspondientes al infrarrojo cercano, rojo y verde.
- Ortofoto RGB: con las bandas correspondientes al rojo, verde y azul.



(a) (b)

***Figura 2**. Ortofotografías de la zona de estudio. (a) ortofoto NIR (combinación falso color infrarrojo) (b) ortofoto RGB (combinación color verdadero).*

El vuelo se realizó en un mes idóneo (junio de 2016), ya en esta época el estado fenológico de la vegetación dominante de la zona ofrece una mayor separabilidad espectral (Fragoso-Campón et al. 2019).

El procesado de la imagen se ha realizado con el programa *Sentinel Application Platform* (SNAP) desarrollado por la ESA. Para ello, en primer lugar, se ha adaptado el formato de las imágenes ECW a GeoTIFF que es un formato genérico compatible con SNAP, y posteriormente, se han combinado las bandas en un único archivo.

La información espectral disponible se reduce únicamente a las cuatro bandas del NIR, rojo, verde y azul. Por ello, para completar la información puramente espectral, se han añadido, como elementos predictivos de la clasificación, la información que aportan los índices de vegetación, suelo y agua derivados de ellas (Tabla 1) así como la información textural de la matriz de co-ocurrencia de la banda del NIR (ventana 11×11): GLCM *variance* y GLCM *mean*.

***Tabla 1.** Índices de vegetación, suelo y agua.*

Índice	Ecuación*
Vegetación	$NDVI = \frac{\text{nir} - \text{red}}{\text{nir} + \text{red}}$
	$SAVI = (1 + L) \cdot \frac{\text{nir} - \text{red}}{\text{nir} + \text{red} + \text{L}}$**
	$MSAVI2 = \frac{1}{2} \cdot \left[(2 \cdot (\text{nir} + 1) - \sqrt{(2nir+1)^2 - 8(nir - red)}\right]$
Suelo	$BI = \sqrt{\frac{red^2 + green^2}{2}}$
	$CI = \frac{\text{red} - \text{green}}{\text{red} + \text{green}}$
Agua	$NDWI = \frac{\text{green} - \text{nir}}{\text{green} + \text{nir}}$

* Formulación tradicional adaptada a las bandas de las imágenes.
**Se consideran tres casos para L=0,25 L=0,5 y L=0,75.

2.3. LiDAR PNOA

Para el análisis de la vegetación se ha generado el Modelo Digital de la Vegetación (MDV) a partir del vuelo

PNOA-LiDAR (Figura 3). Los datos se han analizado con ayuda del software FUSION desarrollado por el *Forest Service* del *USDA* (McGaughey 2009).



***Figura 3**. Modelo digital de vegetación (MSV) derivado del vuelo LiDAR-PNOA.*

2.4. Clasificación supervisada y exactitud

Se ha realizado una clasificación supervisada mediante el algoritmo *Random Forest* (Breiman 2001) implementado en SNAP. La exactitud de la clasificación se ha evaluado de forma paralela en dos sentidos. Primero con una validación cruzada que realiza el propio algoritmo de clasificación en el software SNAP y posteriormente con la evaluación de la exactitud global, exactitud del usuario y productor derivados de la matriz de error.

Las áreas de entrenamiento y evaluación utilizadas en la clasificación se han definido mediante fotointerpretación sobre la imagen, considerando también la información aportada por el modelo digital de vegetación del LiDAR. Las áreas de entrenamiento se han definido de manera aleatoria en el área de estudio y en total se ha definido una superficie de referencia de unos de 14200 m², considerándose el 75% como áreas de entrenamiento y el 25% como evaluación (manteniendo el balance de clases). Las clases consideradas han sido: arbolado, matorral, pastizal, superficies impermeables (carreteras y rocas superficiales), masas de agua y sombras.

3. RESULTADOS

La validación cruzada del propio algoritmo muestra un porcentaje de predicciones correctas del 98% (RMSE=0,296 y Bias=–0,014). Con respecto a las bandas con mayor poder predictivo (Figura 6) destacan las de las texturas del NIR, junto con las bandas espectrales. El índice con mayor poder discriminante es el NDWI seguido de cerca por el CI, SAVI (L=0,25) y NDVI.

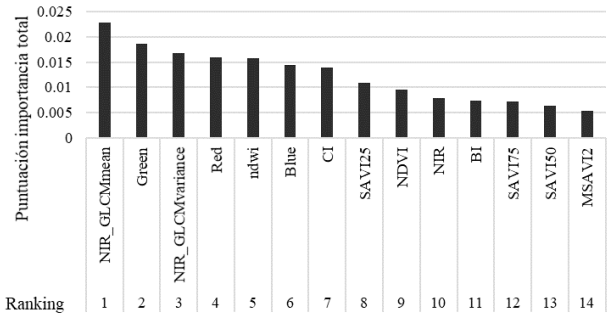


***Figura 6**. Puntuación de la importancia de las bandas en la clasificación supervisada del algoritmo Random Forest.*

La figura 7 muestra el resultado de la clasificación. La matriz de error obtenida muestra una exactitud global de la clasificación del 86%. Las exactitudes del usuario y productor se muestran en la tabla 2.

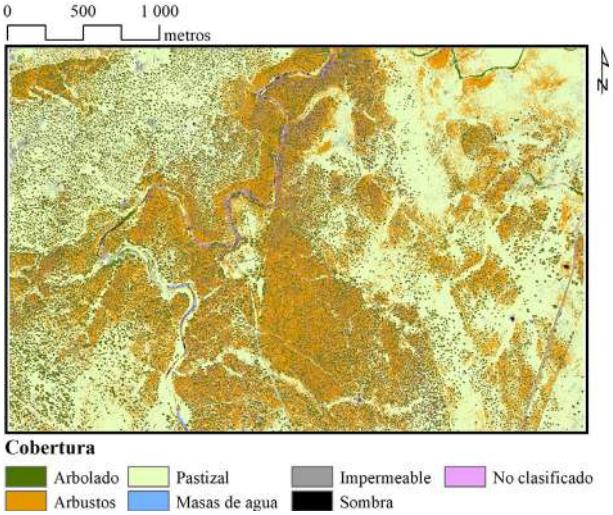


***Figura 7**. Clasificación de coberturas en la imagen.*

***Tabla 2.** Exactitud global, del usuario y del productor.*

	A	M	P	I	MA	So
U	95%	88%	99%	67%	100%	30%
P	94%	83%	94%	81%	23%	34%

U: exactitud del usuario; P: exactitud del productor. A: arbolado; M: matorral, P: pastizal; I: zonas impermeables; MA: masas de agua; So: sombras.

La exactitud global obtenida es muy similar a la obtenida por (Dinis et al. 2010) que trabajaron con imágenes de tamaño de píxel de 0,6 m complementadas también con datos LiDAR. En el análisis por clases, los mejores resultados son para el arbolado y pastizal, seguidos del matorral con unas exactitudes superiores al 80% en todos los casos. Los peores resultados se obtienen para las masas de agua y sombras, ya que es en estos casos donde aparecen con mayor frecuencia píxeles no clasificados.

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se ha empleado la *herramienta Sentinel Toolbox Application* (SNAP) en la clasificación supervisada de imágenes de alta resolución del PNOA. La baja resolución espectral de las imágenes se ha complementado con índices de vegetación suelo y agua y con la información textural de la matriz de co-ocurrencia de la banda del NIR. También se ha empleado un modelo de vegetación derivado de datos LiDAR del mismo plan PNOA, alcanzando una exactitud global del 86%.

Los resultados obtenidos aportan un valor añadido a la herramienta SNAP como herramienta de trabajo no sólo de imágenes satelitales, sino también de imágenes aéreas y de alta resolución.

5. AGRADECIMIENTOS

La presente investigación se ha realizado gracias a la financiación de la Universidad de Extremadura y el Fondo Social Europeo: Una manera de hacer Europa, mediante una Ayuda para la Financiación de Contratos Predoctorales

para la Formación de Doctores en los Centros Públicos de I+D pertenecientes al Sistema Extremeño de Ciencia, Tecnología e Innovación (Expediente PD16018). Y a las ayudas del Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) y Junta de Extremadura a los grupos de investigación DESOSTE (GR18052) y KRAKEN (GR18028). La Junta de Extremadura ha facilitado el MFEx el CICTEX las imágenes del PNOA 2007 - CC-BY 4.0 scne.es.

6. BIBLIOGRAFÍA

Adamu, B., Tansey K., Ogutu B. 2018. Remote sensing for detection and monitoring of vegetation affected by oil spills. International Journal of Remote Sensing, 39,3628-3645

Bolton, D.K., White J.C., Wulder M.A., Coops N.C., Hermosilla T., Yuan X. 2018. Updating stand-level forest inventories using airborne laser scanning and Landsat time series data. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 66,174-183

Breiman, L. 2001. Random forests. Machine learning, 45,5-32

Castillo, J.A.A., Apan A.A., Maraseni T.N., Salmo III S.G. 2017. Estimation and mapping of above-ground biomass of mangrove forests and their replacement land uses in the Philippines using Sentinel imagery. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 134,70-85

Clerici, N., Valbuena Calderón C.A., Posada J.M. 2017. Fusion of Sentinel-1A and Sentinel-2A data for land cover mapping: a case study in the lower Magdalena region, Colombia. Journal of Maps, 13,718-726

Chen, Y.-Y., Huang W., Wang W.-H., Juang J.-Y., Hong J.-S., Kato T., Luyssaert S. 2019. Reconstructing Taiwan's land cover changes between 1904 and 2015 from historical maps and satellite images. Scientific reports, 9,3643

Chymyrov, A., Betz F., Baibagyshov E., Kurban A., Cyffka B., Halik U. 2018. Floodplain Forest Mapping with Sentinel-2 Imagery: Case Study of Naryn River, Kyrgyzstan. In: Vegetation of Central Asia and Environs. Springer, pp 335-347

Dinis, J. et al. 2010. Hierarchical object-based classification of dense urban areas by integrating high spatial resolution satellite images and LiDAR elevation data. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, XXXVIII,

Du, Y., Zhang Y., Ling F., Wang Q., Li W., Li X. 2016. Water bodies' mapping from Sentinel-2 imagery with modified normalized difference water index at 10-m spatial resolution produced by sharpening the SWIR band. Remote Sensing, 8, 354.

Fragoso-Campón, L., Quirós E., Mora J., Gallego J.A.G., Durán-Barroso P. 2019. Overstory-understory land cover mapping at the watershed scale: accuracy enhancement by multitemporal remote sensing analysis and LiDAR. Environmental Science and Pollution Research,1-14

Godinho, S., Gil A., Guiomar N., Costa M.J., Neves N. 2016. Assessing the role of Mediterranean evergreen oaks canopy cover in land surface albedo and temperature using a remote sensing-based approach. Applied Geography, 74,84-94

Godinho, S., Guiomar N., Gil A. 2017. Estimating tree canopy cover percentage in a mediterranean silvopastoral systems using Sentinel-2A imagery and the stochastic gradient boosting algorithm. International Journal of Remote Sensing,1-23

Gupta, S.K., Pandey A.C. 2018. Clustering Technique to Threshold Vegetation Indices and Gap Detection in Hazaribagh Wildlife Sanctuary, Jharkhand (India). i-Manager's Journal on Future Engineering and Technology, 14,32

McGaughey, R.J. 2009. FUSION/LDV: Software for LIDAR data analysis and visualization. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station: Seattle, WA, USA, 123,

Ministerio de Fomento 2018. Plan Nacional de Observación del Territorio. Plan Nacional de Ortofotografía Aerea (PNOA). http://pnoa.ign.es/presentacion. 2018

Rozenstein, O., Haymann N., Kaplan G., Tanny, J. 2018. Estimating cotton water consumption using a time series of Sentinel-2 imagery. Agricultural Water Management, 207,44-52

Sari, I.L., Fildes S. 2017. Land Cover Classification using Object-Based Image Analysis of SPOT-6 Imagery for Land Cover and Forest Monitoring in Nagan Raya, Aceh–Indonesia. International Journal on Advanced Science, Engineering and Information Technology, 7,2139-2144.

Sonobe, R., Yamaya Y., Tani H., Wang X., Kobayashi N., Mochizuki K.I. 2018. Crop classification from Sentinel-2-derived vegetation indices using ensemble learning. Journal of Applied Remote Sensing, 12,026019

Zafari, A., Zurita-Milla R., Izquierdo-Verdiguier E. 2019. Evaluating the performance of a Random Forest Kernel for land cover classification. Remote sensing, 11,575

Zhao, Y. et al. 2016. Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data. Remote sensing of environment, 183,170-185

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 267-270. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Filtros interferenciales de silicio nanoestructurado para el desarrollo de sensores hiperespectrales de bajo coste

Torres-Costa, V.[1,2], Martín-Palma, R.J.[1]
[1] Departamento de Física Aplicada, Universidad Autónoma de Madrid, Cantoblanco 28049, Madrid, España.
[2] Grupo de Teledetección UAM, Cantoblanco 28049, Madrid, España.

Resumen: La peculiar estructura y propiedades físico-químicas del silicio poroso nanoestructurado ha estimulado el uso de este material en una amplia variedad de aplicaciones. En el campo de la optoelectrónica, la posibilidad de producir estructuras multicapa en las que cada una de las capas tiene propiedades ópticas particulares, permite la fabricación de filtros ópticos interferenciales con un comportamiento predefinido. En este trabajo se han utilizado estructuras multicapa de silicio poroso para filtrar la luz incidente sobre un sustrato fotosensible de silicio con la intención de modular su respuesta espectral. El comportamiento óptico del filtro de silicio poroso fue simulado antes de su fabricación, y las medidas ópticas demostraron un buen acuerdo entre el comportamiento del filtro obtenido y las predicciones teóricas. Mediciones de fotocorriente han demostrado que los filtros de silicio poroso han reducido el rango espectral de fotosensibilidad del silicio, de los >750 nm originales a unos 150 nm. Filtros con distintos diseños han permitido no sólo estrechar la banda espectral de sensibilidad del detector pancromático de Si, sino también sintonizarla a lo lago de todo el rango visible. El silicio poroso nanoestructurado es compatible con las técnicas convencionales de fabricación microelectrónica, lo que hace posible incorporar estos filtros interferenciales sobre una amplia variedad de sensores y fotodiodos pancromáticos VIS, NIR o SWIR convencionales. Los resultados presentados en este trabajo demuestran que los filtros interferenciales de silicio poroso reestructurado resultan muy prometedores para el desarrollo de sensores multi- e hiperespectrales de bajo coste.

Palabras clave: silicio poroso, interferencia, filtros ópticos, sensores multiespectrales, sensores hiperespectrales.

Assessment of the SBAC atmospheric correction technique applied to Landsat 8-TIRS from ground LST measurements in the Barrax test site

Abstract: *The particular structure and physico-chemical properties of nanostructured porous silicon has stimulated the use of this material in many different applications. In the field of optoelectronics, the possibility of fabricating multilayer stacks where each individual layer has different optical properties allows the formation of optical interference filters with a predesigned behavior. In the present work, nanostructured porous silicon interference multilayer structures have been used to filter incident light reaching a Si photosensitive wafer in order to tailor its spectral response. The optical behavior of the porous silicon filters was simulated prior to their fabrication, and optical measurements showed good agreement between the simulated and experimental spectra. Photocurrent measurements have shown that the porous silicon filters narrowed the spectral responsitivity of silicon, from the original value of >750 nm down to around 150 nm. Different filter designs allowed to not only narrowen, but also tune the Si panchromatic sensitivity along the whole visible range. Porous silicon is compatible with standard microelectronic fabrication processes, making it possible to incorporate these interference filters onto a wide variety of conventional panchromatic VIS, NIR or SWIR broad band sensors. These results show that nanostructured silicon interference filters are a promising tool for developing cost-effective multi- and hyperspectral narrowband sensors.*

Keywords: *porous silicon, interference, optical filters, multispectral sensors, hyperspectral sensors.*

1. INTRODUCCIÓN

El silicio poroso nanoestructurado (PSi) es un nanomaterial que se obtiene a partir de silicio cristalino mediante ataque químico o electroquímico en disoluciones de ácido fluorhídrico (Hérino et al., 1987). Este proceso disuelve parcialmente el silicio de partida, dejando una red de fibras nanométricas interconectadas entre sí en una estructura porosa o esponjosa, (Frohnhoff et al., 1995; Martín-Palma et al., 2002) cuya densidad (porosidad) determina, entre otros parámetros, las propiedades ópticas efectivas del PSi. De este modo, es posible ajustar las propiedades ópticas del PSi controlando los parámetros de su fabricación. Además, debido al peculiar proceso de disolución del silicio, es posible variar la densidad de la red de nanofibras a medida que el proceso tiene lugar, dando lugar a un perfil de porosidad en profundidad del PSi (Münder et al., 1992). Así se obtiene un material cuyas propiedades ópticas varían en profundidad de manera controlada, dando lugar a un filtro óptico interferencial monolítico, a partir de un único material de partida y en un solo paso (Berger et al., 1994; Torres-Costa, et al., 2004, 2005) (Figura 1-a). Esto permite la fabricación de un modo muy sencillo de una amplísima variedad de filtros ópticos interferenciales, tanto con un perfil de índice de refracción abrupto (multicapas dieléctricas) o gradual (filtro corrugado, Figura 1-b). Estas últimas son de un especial interés, ya que con un diseño adecuado del perfil de índice de refracción pueden lograrse filtros con alto factor de calidad,

alta transmitancia y libre de lóbulos en torno a las longitudes de onda centrales (Jalkanen et al., 2011).

Asimismo, puede modificarse el montaje experimental de fabricación de silicio poroso para lograr un gradiente de porosidad lateral, además de en profundidad. (Figura 1-c) De este modo, es posible obtener filtros ópticos cuyas propiedades espectrales varíen lateralmente. La colocación de este tipo de filtro sobre un sensor de imagen CCD permitirá la adquisición de un espectro óptico completo a lo largo de una de las direcciones del CCD (la dirección del gradado del filtro), mientras que a lo largo de la otra dirección se registra una línea de la imagen final (barrido en escoba). Esto daría lugar a dispositivos de imagen multi e hiperespectral a partir de sensores CCD pancromáticos o RGB de bajo coste.

En este trabajo se explora la posibilidad de modular la respuesta espectral de un sensor pancromático mediante un filtro interferencial de silicio poroso.

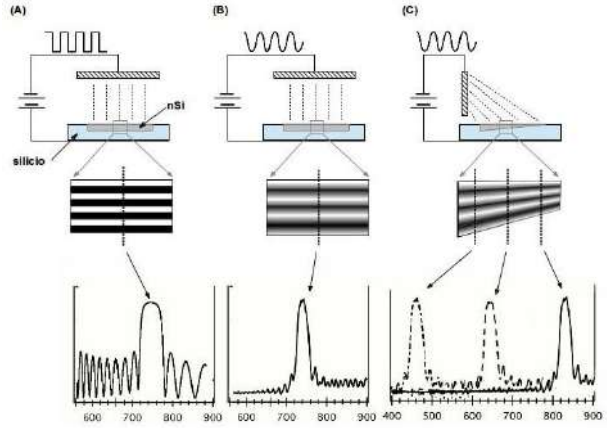


***Figura 1**. Filtros interferenciales de PSi: Según el proceso de fabricación pueden obtenerse multicapas dieléctricas de PSi (A), estructuras gradadas en profundidad o corrugadas (B), o estructuras corrugadas gradadas lateralmente (C).*

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Fabricación de silicio poroso

El silicio poroso nanoestructurado se fabricó mediante anodización de silicio monocristalino p+(orientación <100> y resistividad 0,05-0,1 Ω cm) en un electrolito de ácido fluorhídrico (48 wt %) y etanol absoluto en proporción volumétrica de 1:1. La corriente de anodización se proporcionó mediante un potenciostato/galvanostato (HG&G 263) controlado por ordenador. Las estructuras multicapa se obtuvieron alternando repetidas veces la corriente de anodización entre dos valores dispares, de 10 a 150 mA/cm² para obtener capas de alto y bajo índice de refracción (n=2,22 y n=1,44), respectivamente (Torres-Costa, et al., 2004) (Figura 1-a). Se dotó al dispositivo de un contacto eléctrico transparente superior creciendo una capa de 350 nm de grosor de ITO mediante pulverización catódica. La Figura 2 muestra el esquema y una imagen de microscopía electrónica de los dispositivos completos.

2.2. Caracterización optoelectrónica

En este trabajo, se ha optado por usar el mismo sustrato de silicio a partir del cual se ha formado el PSi como fotodetector, ya que presenta una responsividad pancromática entre 400 y 1100 nm. Las medidas de fotocorriente se llevaron a cabo usando una lámpara halógena y un monocromador SpectraPro 150 de 1200 líneas/mm. La fotocorriente se midió en cortocircuito mediante un amplificador *lock-in* digital dual (Signal Recovery 7225)

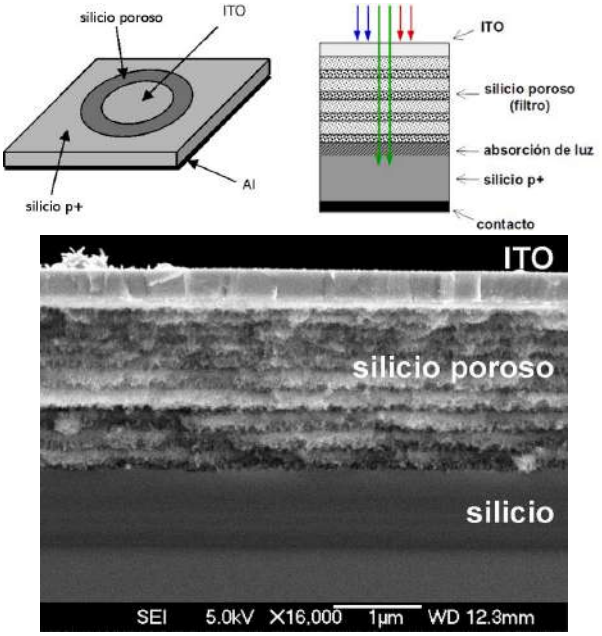


***Figura 2**. Arriba: Visión esquemática de un filtro de silicio poroso sobre un sustrato de silicio. Abajo: Imagen de microscopía electrónica de la sección transversal de un dispositivo completo.*

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 3 muestra la reflectancia y la responsividad de uno de los dispositivos filtrados. Puede observarse que a las longitudes de onda de mayor reflectancia (menor transmitancia del filtro), la responsividad del dispositivo es menor (ya que el filtro ha rechazado la luz incidente), mientras que donde el sensor presenta mayor fotorespuesta coincide con una menor reflectancia del filtro. De este modo, la responsividad del sustrato ha quedado modulada por la transmitancia del filtro de silicio poroso.

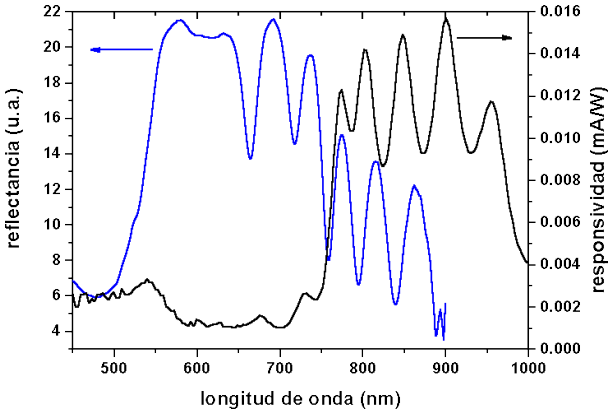


***Figura 3**.Reflectancia (gris) y responsividad (negro) de un fotodetector filtrado.*

Para lograr distintas bandas de responsividad a partir de un mismo sensor pancromático, se utilizaron distintos filtros de silicio poroso. A fin de lograr el comportamiento deseado, la estructura de cada filtro se simuló previamente mediante el método de la matriz de transferencia implementado en un paquete informático específicamente desarrollado para este fin (Torres-Costa et al., 2004b).

La Tabla 1 muestra los parámetros de diseño de algunos filtros usados para sintonizar la respuesta del sustrato de silicio a lo largo de todo el intervalo visible, mientras que la Figura 4 muestra la respuesta espectral lograda con ellos. Puede observarse que la responsividad de los dispositivos filtrados presenta una banda mucho más estrecha que la del sustrato original (unos 150 nm frente a los 750 nm del silicio original). Además, puede observarse también que la banda de detección de estos dispositivos puede sintonizarse entre 500 y 1100 nm dependiendo del diseño del filtro empleado. A longitudes de onda inferiores a 500 nm se obtiene una respuesta muy pobre, por un lado por la baja responsividad del propio silicio p+ a esa longitud de onda, y por otro por la cercanía del borde de absorción del silicio poroso en esa región espectral. Por encima de 1100 nm no puede esperarse respuesta de un fotodetector de silicio, a pesar de que el infrarrojo es la región en la que los filtros de silicio poroso presentan su máxima eficiencia.

Tabla 1*.Parámetros de diseño de distintos filtros de silicio poroso fabricados sobre silicio p+.*

Filtro	Estructura	Parámetros
F1	$(AB)^{10}$ $(CB)^{10}$	d_A=60nm, d_B=150nm, d_C=90nm
F2	$(AB)^{5}$ $(CD)^{6}$	d_A=50nm, d_B=120nm, d_C=100nm, d_D=150nm
F3	$(AB)^{5}$ $(CD)^{6}$	d_A=50nm, d_B=90nm, d_C=75nm, d_D=160nm
F4	$(AB)^{10}$	d_A=70nm, d_B=130nm

capas A, C: n = 2.22; capas B, D: n = 1.44.

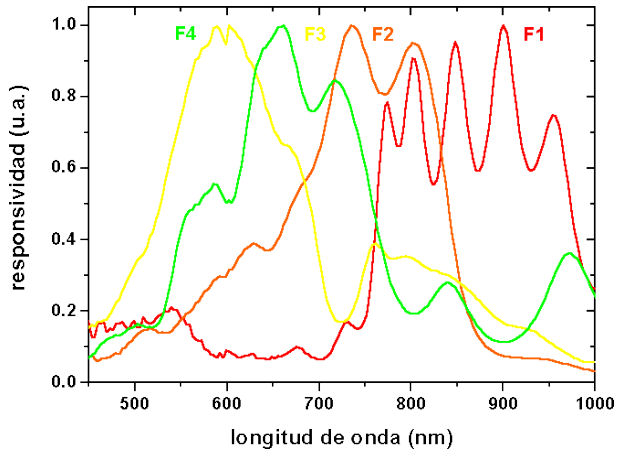


Figura 4.*Responsividad de los fotodetectores dotados de los filtros descritos en la Tabla 1.*

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se han diseñado y probado distintas estructuras multicapa interferenciales de silicio poroso para ser usadas como filtros ópticos de paso de banda para fotodetectores y ajustar así su respuesta espectral. Los resultados han mostrado que diseñando los filtros de forma adecuada, puede reducirse notablemente la banda de detección de sensores pancromáticos. Asimismo, se ha comprobado que un adecuado diseño de los filtros permite también sintonizar la posición de esta banda a lo largo de un amplio rango de longitudes de onda, limitado solamente por la responsividad espectral del fotodetector original usado.

Estos resultados sugieren que los filtros interferenciales basados en silicio poroso resultan muy prometedores para obtener fotodetectores con una banda de detección de posición y anchura predeterminados, a partir de sensores pancromáticos de (más) bajo coste. Asimismo, la posibilidad de obtener un filtro cuyas propiedades ópticas varíen lateralmente, y la posibilidad de integrarlos en sensores CCD convencionales, darían lugar a sensores multi- e hiperespectrales de bajo coste.

5. BIBLIOGRAFÍA

Berger, M.G., Dieker, C., Thonissen, M., Vescan, L., Luth, H., Munder, H., ... Grosse, P. (1994). Porosity superlattices: a new class of Si heterostructures. *Journal of Physics D: Applied Physics, 27*(6), 1333.

Frohnhoff, S., Marso, M., Berger, M. G., Thönissen, M., Lüth, H., Münder, H. (1995). An extended quantum model for porous silicon formation. *Journal of the Electrochemical Society, 142*(2), 615-620.

Jalkanen, T., Salonen, J., Torres-Costa, V., Fukami, K., Sakka, T., Ogata, Y.H. (2011). Structural considerations on multistopband mesoporous silicon rugate filters prepared for gas sensing purposes. *Optics express, 19*(14), 13291-13305.

Herino, R., Bomchil, G., Barla, K., Bertrand, C., Ginoux, J. L. (1987). Porosity and pore size distributions of porous silicon layers. *Journal of the electrochemical society, 134*(8), 1994-2000.

Martın-Palma, R. J., Pascual, L., Herrero, P., Martınez-Duart, J. M. (2002). Direct determination of grain sizes, lattice parameters, and mismatch of porous silicon. *Applied physics letters, 81*(1), 25-27.

Münder, H., Andrzejak, C., Berger, M. G., Eickhoff, T., Lüth, H., Theiss, W., ... Ligeon, M. (1992). Optical characterization of porous silicon layers formed on heavily p-doped substrates. *Applied surface science, 56*, 6-10.

Torres-Costa, V., Martín-Palma, R.J., Martínez-Duart, J.M. (2004). Optical characterization of porous silicon films and multilayer filters. Applied Physics A, 79(8), 1919-1923.

Torres-Costa, V., Martín-Palma, R.J., Martínez-Duart, J.M. (2004b). Optical constants of porous silicon films and multilayers determined by genetic algorithms. *Journal of applied physics, 96*(8), 4197-4203.

Torres-Costa, V., Agulló-Rueda, F., Martín-Palma, R.J.,y Martínez-Duart, J.M. (2005). Porous silicon optical devices for sensing applications. *Optical materials, 27*(5), 1084-1087.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 271-274. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Implementación de un filtro de escalamiento utilizado durante el proceso de fusión de imágenes Ikonos, a partir de la descomposición *à trous*

Toro, G., Medina, J.
(1) Universidad Distrital Francisco José de Caldas, 1100001, Bogotá, Colombia. ghtorog@correo.udistrital.edu.co

Resumen: La fusión de imágenes satelitales ha sido ampliamente estudiada en campos ambientales, permite entre otras cosas diferenciar elementos ecológicamente importantes. Varias técnicas han sido expuestas en los últimos años entre ellas se encuentra la transformada *wavelet*, la cual ha demostrado grandes mejoras en resolución espacial mediante la fusión. El presente trabajo propone un filtro de escalamiento utilizado durante el proceso de fusión a partir de la descomposición *à trous*, usando la transformada *Wavelet* Discreta. El filtro presentado, está basado en el filtro de Sobel. Durante su aplicación se obtuvo una mejora importante en la calidad espacial de la imagen estudiada medida mediante el índice de calidad universal (Qu) y el coeficiente de correlación (CC). Se escogió una zona ambientalmente relevante de la ciudad de Bogotá Colombia, conocida como Parque Simón bolívar en la cual se pueden apreciar coberturas de interés, entre ellas vegetación, cuerpos de agua y construcciones. Este parque representa parte de la estructura ecológica principal de la ciudad y requiere de una óptima distinción de los elementos para permitir un equilibrio adecuado entre la comunidad y las especies, su conservación y mantenimiento.

Palabras clave: Transformada Wavelet, *à trous*, Sobel, filtro de escalamiento, estructura ecológica principal, fusión de imágenes.

Implementation of a scaling filter, used during the IKONOS image fusion process, from decomposition "à trous"

Abstract: *The fusion of satellite images has been widely studied in environmental fields, allowing among other things differentiates ecologically important elements. Several techniques have been exposed in recent years among them is the Wavelet transform, which has shown great improvements in spatial resolution through fusion. This paper proposes a scaling filter used during the fusion process from the decomposition à trous, using the Discrete Wavelet transform. The presented filter is based on the Sobel filter. During its application, a significant improvement in the spatial quality of the studied image was obtained. An environmentally important zone was chosen from the city of Bogotá Colombia, known as Simón Bolívar Park, where interesting coverings can be seen, including vegetation, bodies of water and buildings. This park represents part of the main ecological structure of the city and requires an optimal distinction of the elements to allow an adequate balance between the community and the species, its conservation and maintenance.*

Keywords: *Transform Wavelet, à trous, Sobel, scaling filter, main ecological structure, image fusion.*

1. INTRODUCCIÓN

La mejora de la resolución espacial es uno de los temas de mayor estudio en las últimas décadas, sin embargo al ganar riqueza espacial, la espectral se ve disminuida. Por la creciente necesidad de obtener información que permita una mejor toma de decisiones en trabajos de clasificación, estudios multitemporales entre otros, y con la cual la perdida espectral sea menor; se han implementado varias técnicas.

La fusión de imágenes ha demostrado resultados óptimos en este tema, es un método utilizado permite realizar combinación entre resoluciones bien sea espaciales o espectrales, del mismo, o diferente sensor para realizar combinación entre resoluciones espaciales y espectrales diferentes del mismo sensor que compensan, o de otros diferentes, dado que ningún sistema único ofrece ambos. (Abdullah et al., 2011)

Una de las formas para realizar esta fusión es la transformada *wavelet*, es su versión discreta (TWD) calcula los coeficientes *wavelet* de la imagen pancromática para extraer información espacial y luego son combinados con los coeficientes de la imagen multiespectral. Esta combinación se realiza mediante diferentes reglas de fusión como la adición, sustitución, selección máxima o promedio. (Jinju et al., 2019).

En este artículo se presenta un filtro modificado, basado en el filtro de Sobel y descompuesto con el algoritmo de *à trous*; el cual permitirá tener una mejor resolución sobre los elementos del parque Simón Bolívar.

Los resultados del presente trabajo pueden ser útiles para extraer objetos que permitan realizar estudios posteriores de los recursos hídricos o vegetales. Las imágenes resultantes fueron evaluadas con los índices de calidad universal y correlación los cuales proporcionan conocimiento respecto a la pérdida de correlación, distorsión de luminancia, contraste de distorsión y pérdida de resolución espectral.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio fue determinada por la presencia de vegetación y cuerpos de agua en el contexto de la estructura ecológica principal, por tanto, se seleccionó una imagen satelital que cubre el parque Simón Bolívar, ubicado en el noroccidente de la ciudad de Bogotá Colombia, con

coordenadas 4°39’27,2” N, 74°05’43,3” W. La imagen fue tomada por el satélite Ikonos, esta fue recortada a un tamaño $2^n \times 2^n$ donde $n \in Z$, siendo esta la condición diádica. Para esta su imagen es de 2048×2048 píxeles, RGB verdadero color, 4 m de resolución espacial y una imagen pancromática Ikonos de 1 m de resolución espacial.

2.1. Imagen Fusionada

Recientemente se ha desarrollado e implementado técnicas que incluyen los esquemas *Wavelet* (Cheng, et al., 2015; Simone et al., 2002) que permiten obtener una resolución espacial más alta por su soporte compacto (Toro y Medina, 2017).

Los pasos utilizados se describen a continuación(Toro y Medina, 2017):

- Paso 1: El tamaño del píxel en la imagen multiespectral es ajustado al tamaño de la imagen pancromática, realizando una transformación entre los espacios de color RGB - HSV
- Paso 2: La componente Value es separada
- Paso 3: La transformada *Wavelet* es aplicada para crear una nueva imagen con el Value (Utilizando el esquema Mallat o *à trous* para su descomposición)
- Paso 4: Esta nueva imagen es concatenada de acuerdo al matiz y la saturación obtenidos
- Paso 5: el espacio HSV es transformado nuevamente al espacio RGB usando las nuevas componentes
- Paso 6: La nueva imagen RGB es generada.

La figura 1 muestra la descomposición realizada mediante la transformada *Wavelet* con los diferentes pasos descritos anteriormente. El paso 3 varía según el esquema de descomposición utilizado, puede ser por medio de planos *Wavelet* o de utilización de familias *wavelet*.

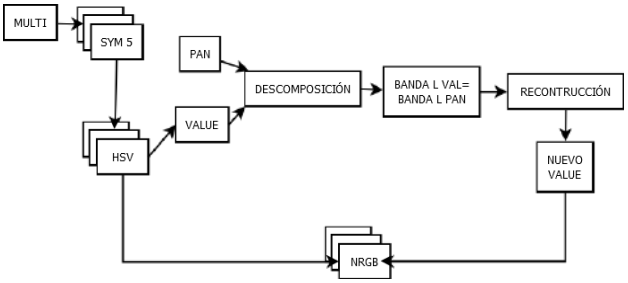


Figura 1. *Esquema general de descomposición Wavelet (Toro, 2016).*

2.2. Algoritmo de descomposición Mallat

Mallat, hace una descomposición piramidal (Mallat, 2009); sin embargo al ser un proceso de filtrado direccional se tienen problemas con los bordes de objetos que se encuentren en diferentes direcciones a la horizontal (Lillo-saavedra, 2004).

La figura 2 representa el esquema de descomposición Mallat se observa la reducción de la imagen en el caso de Mallat en la mitad de la anterior. Cuenta con una función generadora pasa-banda que tiene su respectivo complemento bi-ortogonal, llamado la función de escala, con la cual se complementan para hacer un análisis completo en tiempo y frecuencia. (Enrique y Guzman, 2011).

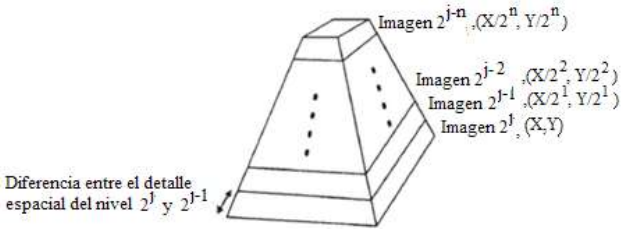


Figura 2. *Esquema de descomposición para Mallat (Lillo-saavedra, 2004).*

2.3. Algoritmo de descomposición *À trous*

À trous, descompone mediante un procesado rectangular que tiene un coste computacional más alto, pero obtiene redundancia en la información lo que permite mantener mayor adquisición durante la fusión.(Chibani y Houacine, 2002) permite una transformada *wavelet* diádica y rápida pero sin un muestro descendente, esto convierte la transformada en redundante, sobrecompleta.

La figura 3 muestra el algoritmo de descomposición *à trous*, los filtros de paso bajo y alto se estiran y la convolución se realiza sin ningún submuestreo, por tanto, se conservan los coeficientes superfluos y las matrices de coeficientes sucesivos tienen el mismo tamaño de entrada.

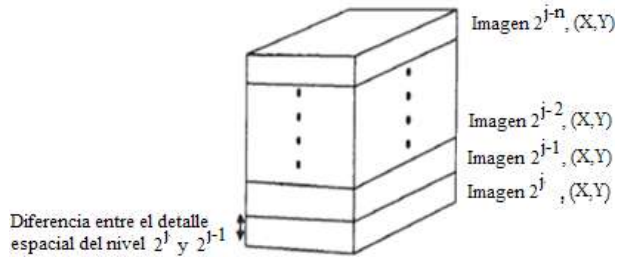


Figura 3. *Esquema de descomposición para à trous. (Lillo-saavedra, 2004).*

2.4. Filtro Propuesto

En el filtro de Sobel en imágenes discretas se puede considerar *dx* y *dy* en términos del número de píxeles entre dos puntos $dx = dy = 1$ este espacio de píxeles es el punto en el que las coordenadas de los pixeles son (Vincent y Folorunso, 2009) (i, j):

$$\Delta x = f(i+1, j) = -f(i, j) \quad (1)$$

$$\Delta y = f(i, j+1) = -f(i, j) \quad (2)$$

Los gradientes direccionales en el proceso original únicamente realizan un filtro con las esquinas sin procesamiento, esto puede obtener bordes, pero podría aumentar efectos sobre la imagen como el diente de sierra. Por esta razón se proponen tres matrices que al ser sumadas garantizan el tratamiento de los bordes en forma isotrópica. Las matrices direccionales utilizadas fueron

$$G_x = \begin{bmatrix} -1 & 0 & -1 \\ -2 & 0 & 2 \\ 1 & 0 & 1 \end{bmatrix} \quad (3)$$

$$G_y = \begin{bmatrix} -1 & -2 & -1 \\ 0 & 0 & 0 \\ 1 & 2 & 1 \end{bmatrix} \quad (4)$$

$$G_t = \begin{bmatrix} -2 & -1 & 0 \\ -1 & 0 & 1 \\ 0 & 1 & 2 \end{bmatrix} \quad (5)$$

Posterior a la suma de las matrices se obtiene finalmente la siguiente matriz que se usó como filtro dentro de la imagen

$$G = \begin{bmatrix} -4 & -3 & -2 \\ -3 & 0 & 3 \\ 2 & 3 & 4 \end{bmatrix} \quad (6)$$

La figura 4 muestra la matriz resultante que se utilizó como filtro dentro de la descomposición *à trous*, es la gráfica resultante de la sumatoria de las ecuaciones (3, 4, 5), resumida en la Ecuación (6), este filtro se implementó como mascara.

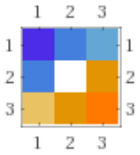


Figura 4. *Representación gráfica de la máscara propuesta para la utilización del filtro.*

2.5. Índices de evaluación

Para realizar la evaluación de la imagen obtenida a partir de la transformada *Wavelet*, mediante descomposición *à trous* y con el filtro de escalamiento propuesto se han utilizado los índices de calidad universal (Qu) y de correlación.

Índice de Calidad universal (Qu)

El (Qu) identifica cualquier distorsión como un combinación de tres factores: pérdida de correlación, distorsión de luminancia y contraste de distorsión (Zhou et al., 2002) El mejor valor en este índice es cuando el resultado es cercano a uno.

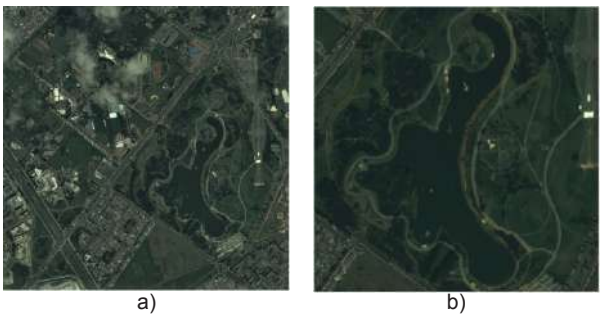
Coeficiente de correlación

El índice de correlación se estima entre las diferentes bandas fusionadas y la imagen multiespectral original. El objetivo principal es obtener un índice de preservación de la resolución espectral.(Toro y Medina, 2017).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La imagen como se indicó en el procesamiento previo, fue sometida a remuestreo recorte y concatenación de bandas en la combinación RGB.

La figura 5a) muestra la imagen utilizada para el estudio, en ella se pueden observar diferentes coberturas vegetales y urbanas, además de la presencia del cuerpo de agua. La figura 5b) suministra un acercamiento de la zona de estudio específica sobre el lago, allí se pueden diferenciar las construcciones cercanas y senderos alrededor del mismo.



a) b)

Figura 5. *Imagen de estudio IKONOS, combinación RGB. a) Imagen original 2048×2048. b) Acercamiento al Lago Simón Bolívar.*

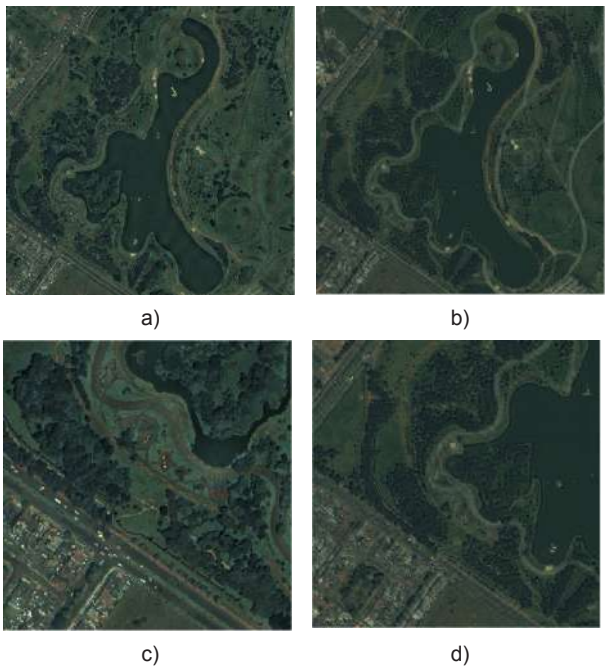
La imagen fue procesada con el algoritmo Mallat, para esto se utilizaron las familias *Wavelet* Db4, Db9,Dmey,Haar, Symlet 5; en el nivel 3 de descomposición con el fin de encontrar mediante los métodos de evaluación la mejor de ellas y de esta manera contrastar los resultado con la aplicación del filtro propuesto.

La tabla 1 muestra el resultado para el coeficiente de correlación y la calidad universal en las imágenes fusionadas mediante el algoritmo Mallat. Estos índices encuentran su mejor valor cuando se acerca a 1. Entonces, la imagen con mejores resultados es la Daubechies 9, en el nivel de descomposición 3.

Tabla 1. *Coeficiente de correlación entre la imagen original, la fusión con Symlet 5 y el filtro propuesto.*

	(Qu)	(CC)
Daubechies 4	0,8348	0,8381
Daubechies 9	0,8362	0,8396
D Meyer	0,8370	0,8403
Haar	0,8153	0,8182
Symlet 5	0,8351	0,8384

La figura 6 muestra el resultado de la aplicación del filtro, visualmente se puede identificar la mejora en los bordes del cuerpo de agua y la profundidad, color y sombra de los elementos vegetales como árboles y coberturas de pastos. Adicionalmente se pueden diferenciar con mayor precisión, construcciones y senderos peatonales con arenas y gravas.



a) b)

c) d)

Figura 6. *Imagen Final a partir de la fusión por medio a), c) à trous con el filtro propuesto b), d) Mallat.*

3.1. Índices de evaluación

La tabla 2 muestra los resultados de las imágenes obtenidas mediante los dos algoritmos, se puede observar que la mejor correlación se encuentra en la imagen con el filtro modificado, igual que la calidad universal en la

que la perdida de correación, luminancia y contraste de la distorsión son menores que la imagen Mallat.

Tabla 2. *Índices (Qu) y (CC) entre la imagen original, la fusión con Daubechies 4 y el filtro propuesto.*

	(Qu)	(CC)
Filtro Propuesto	0,9292	0,9420
Mallat-Db 9	0,8362	0,8396

4. CONCLUSIONES

Los algoritmos utilizados para este trabajo muestran mejorías en la imagen, tanto Mallat como *à trous*.

Cuando la descomposición se hace en forma piramidal la mejor imagen se obtiene con valores de 0,8362 para la calidad universal midiendo la distorsión en tres factores diferentes y el coeficiente de Correlación 0,8396. Sin embargo utilizando el algoritmo de *à trous* y el filtro propuesto se encuentra que su correlación es de 0,94, muy cercana al valor ideal de 1, y Qu es de 0,92; lo que significa que la imagen tuvo poca pérdida de resolución espacial

Esto permite concluir que el filtro modificado de Sobel presenta mejorías tanto en el aumento de la resolución espacial, y poca perdida con respecto a las características originales, como una menor perdida de resolución espectral. Estos resultados permiten identificar mediante un mayor contraste y mejoramiento de bordes cuerpos de agua importantes para las estructuras ecológicas principales de las ciudades urbanas, así como el mantenimiento y la conservación de bosques y vegetación dentro del mismo.

5. BIBLIOGRAFÍA

Abdullah Al-Wassai, F., Kalyankar, N., Al-Zuky, A. A. (2011). The IHS Transformations Based Image Fusion. *Computer Vision and Pattern Recognition*. Retrieved from https://arxiv.org/ftp/arxiv/papers/1107/1107.4396.pdf

Cheng, J., Liu, H., Liu, T., Wang, F., Li, H. (2015). Remote sensing image fusion via wavelet transform and sparse representation. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *104*, 158–173. https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2015.02.015

Chibani, Y., Houacine, A. A. (2002). Redundant versus orthogonal wavelet decomposition for multisensor image fusion. *Pattern Recognition*, *36*(4), 879–887. https://doi.org/10.1016/S0031-3203(02)00103-6

Enrique, J., Guzman, V. (2011). *Representacion eficiente de una base de datos de imagenes 4D de resonancia magnetica cardıaca* (Universidad Nacional de Colombia). Retrieved from http://bdigital.unal.edu.co/5789/1/299678.2011.pdf

Jinju, J., Santhi, N., Ramar, K., Sathya Bama, B. (2019). Spatial frequency discrete wavelet transform image fusion technique for remote sensing applications. *Engineering Science and Technology, an International Journal*. https://doi.org/10.1016/j.jestch.2019.01.004

Lillo-saavedra, C.G.M. (2004). *Control de la calidad espacial y espectral de imágenes de satélite fusionadas mediante el algoritmo wavelet à trous*. 47–53. Retrieved from http://www.aet.org.es/revistas/revista22/AET22-07.pdf

Mallat, S. (2009). A Wavelet Tour of Signal Processing. *A Wavelet Tour of Signal Processing*. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374370-1.X0001-8

Simone, G., Farina, A., Morabito, F. C., Serpico, S. B., Bruzzone, L. (2002). Image fusion techniques for remote sensing applications. *Information Fusion*, *3*(1), 3–15. https://doi.org/10.1016/S1566-2535(01)00056-2

Toro-garay, G.H., Medina-daza, R.J. (2017). Fusion of WorldView2 images using Contourlet , Curvelet and Ridgelet transforms for edge enhancement : *Revista Facultad de Ingenieria*, *85*, 8–17. https://doi.org/10.17533/udea.redin.n85a02

Vincent, O.R., Folorunso, O. (2009). *A Descriptive Algorithm for Sobel Image Edge Detection*. Retrieved from http://proceedings.informingscience.org/InSITE2009/InSITE09p097-107Vincent613.pdf

Zhou Wang, Bovik, A. C. (2002). A universal image quality index. *IEEE Signal Processing Letters*, *9*(3), 81–84. https://doi.org/10.1109/97.995823

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 275-278. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Geocorrección de imágenes EPIC/DSCOVR mediante detección automática de las líneas de costa

Molina-García, V., Efremenko, D.S., Loyola, D.
Instituto Tecnológico de Teledetección, Agencia Aeroespacial Alemana (DLR), Münchner Str. 20, Edificio 133/03, 82234 Oberpfaffenhofen, Alemania. Victor.MolinaGarcia@dlr.de

Resumen: En este trabajo se pone de manifiesto el problema de registro de las imágenes Level 1B versión 2 del sensor *Earth Polychromatic Imaging Camera* (EPIC) a bordo del satélite *Deep Space Climate Observatory* (DSCOVR). Dado que no se puede realizar el procesado de productos atmosféricos si estos píxeles no se encuentran referenciados de la manera apropiada, se propone un registro *a posteriori* aplicando a las imágenes una transformación consistente en una corrección de distorsión radial más una rotación y traslación. Los parámetros de transformación se determinan para cada imagen de manera individual mediante un proceso de optimización no lineal con regularización de Tikhonov, en el cual las parejas de coordenadas originales y registradas utilizadas como referencia son detectadas de forma automática en las líneas de costa mediante métodos de visión computacional no supervisados. Se observa que la transformación propuesta reduce los errores de registro originales satisfactoriamente para el uso de estas imágenes en la extracción de propiedades atmosféricas.

Palabras clave: EPIC, geocorrección, visión computacional, ORB.

Geocorrection of EPIC/DSCOVR images by means of automatic coastline detection

Abstract: *In this work, we show the image registration issues in the Level 1B version 2 imagery from the sensor Earth Polychromatic Imaging Camera (EPIC) on board the satellite Deep Space Climate Observatory (DSCOVR). As it is not possible to extract atmospheric products when the image pixels are not registered in a proper manner, we propose an a posteriori registration by applying to the images a transformation that consists of a radial distortion correction plus a rotation and shift. The transformation parameters are determined for every image individually by means of a non-linear optimization mechanism with Tikhonov regularization, in which the reference pairs of original and registered pixel coordinates are detected automatically around the Earth coastlines with unsupervised computer vision techniques. We observe that the proposed transformation reduces the registration errors successfully for the use of these images to extract atmospheric properties.*

Keywords: *EPIC, geocorrection, computer vision, ORB.*

1. INTRODUCCIÓN

El estudio de la atmósfera terrestre en una escala global es vital para la comprensión de su estructura y dinámica. En este sentido, el sensor EPIC (*Earth Polychromatic Imaging Camera*) a bordo del satélite DSCOVR (*Deep Space Climate Observatory*) provee de una visión única de la Tierra desde su órbita de Lissajous alrededor del punto de Lagrange L_1 (aproximadamente a 1,5 millones de kilómetros de la Tierra en la línea Tierra-Sol), puesto que observa la zona iluminada de la superficie terrestre con una elevada frecuencia temporal (cada 1 o 2 horas) y con una resolución espacial aceptable para propósitos atmosféricos (8×8 km^2 en el punto subsatélite).

La extracción de propiedades atmosféricas, como son el espesor óptico y la altura de nubes y aerosoles, requiere la resolución de un problema de optimización no lineal en el que se determinan los parámetros atmosféricos que mejor reproducen las radiancias medidas en cada canal del sensor al usar un modelo de transferencia radiativa en las condiciones de observación asociadas al píxel de la imagen (Molina-García et al., 2018b). Al no disponer siempre de suficiente información en los canales del sensor para determinar simultáneamente otras variables del problema (como la altitud y el albedo de la superficie), es necesario asumir que estas se conocen a partir de información auxiliar (por ejemplo, con mapas mensuales de albedo y modelos digitales de elevación). Así, se puede asignar a cada píxel de la imagen el valor de estas variables adicionales en función de sus coordenadas geográficas (latitud, longitud), disponibles con las imágenes, y de esta manera restringir el problema de inversión únicamente a las variables atmosféricas.

El problema de extracción de propiedades atmosféricas bajo el supuesto de que las variables de superficie son conocidas es sensible a la calidad de la geolocalización de las imágenes de satélite. Si las coordenadas geográficas asignadas a un píxel de la imagen son incorrectas, los valores de albedo y altitud de superficie extraídos de la información auxiliar no serán representativos de este píxel y las propiedades atmosféricas estimadas con ellos serán erróneas.

Las imágenes Level 1B de EPIC/DSCOVR disponibles en su versión 2 presentan estos problemas de registro y, sin ser extremadamente severos, sí son suficientes para que las imágenes no sean utilizables en ausencia de una corrección previa (ver Figura 1). Por este motivo, en este trabajo proponemos un método de geocorrección automática basado en la detección de las líneas de costa.

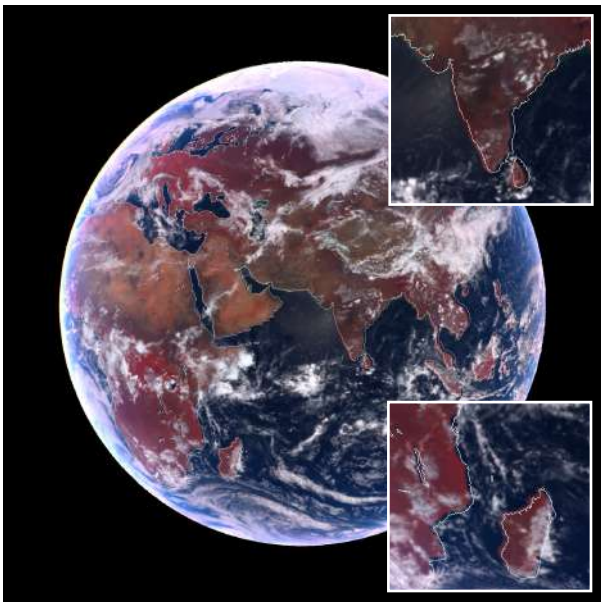


***Figura 1**. Ejemplo de imagen de reflectancias EPIC (con fecha 08/05/2016 07:09:17) para los canales de 779,5, 551,0, y 388,0 nm, junto con dos regiones donde se observa el problema de registro.*

2. METODOLOGÍA

El problema de geocorrección de las imágenes EPIC es, desde un punto de vista físico, un problema de navegación satelital y requeriría recalcular tanto las matrices de coordenadas geográficas como las de ángulos geométricos (los ángulos zenital y azimutal del Sol y del sensor). Para simplificar la resolución del problema, decidimos no cambiar ninguna de las matrices de geolocalización y únicamente transformar apropiadamente las matrices de radiancias de manera que estas encajen óptimamente en las matrices de geolocalización ya calculadas. Por tanto, el problema se reduce a una corrección en el registro de las imágenes, en el cual se transformarán los índices de fila y columna que le corresponden a cada uno de los píxeles originales de un escaneado de EPIC.

El proceso de registro se realiza sobre un subconjunto de imágenes de tres canales de EPIC (779,5, 551,0, y 388,0 nm). En lo sucesivo, usaremos el término *imagen* para referirnos a dicho subconjunto de imágenes. En las siguientes secciones mostramos el modelo matemático de registro y la metodología para extraer las parejas de puntos correspondientes necesitadas por el modelo.

2.1. Descripción matemática

Definidos un par de coordenadas distorsionadas $[x_d, y_d]^T$ y coordenadas registradas $[x_r, y_r]^T$ para un píxel dado, se modela su transformación mediante la expresión:

$$\begin{bmatrix} x_r \\ y_r \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} x_s \\ y_s \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} x_c \\ y_c \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \cos\theta & \sin\theta \\ -\sin\theta & \cos\theta \end{bmatrix} \begin{bmatrix} g(\lambda,r)\cdot(x_d - x_c) \\ g(\lambda,r)\cdot(y_d - y_c) \end{bmatrix}, \quad (1)$$

compuesta por una traslación de vector $[x_s, y_s]^T$ más una rotación de ángulo θ alrededor del centro de la imagen $[x_c, y_c]^T$ y una distorsión radial $g(\lambda, r)$ con centro de distorsión en el centro de la imagen, y definida de acuerdo con el modelo de división de (Fitzgibbon, 2001):

$$g(\lambda, r) = \frac{1}{1 + \lambda \cdot r^2},$$

donde λ es el primer parámetro de distorsión radial y r denota la distancia entre las coordenadas distorsionadas $[x_d, y_d]^T$ y el centro de distorsión $[x_c, y_c]^T$.

El vector de parámetros **p** dado por $[x_s, y_s, \theta, \lambda]^T$ se puede estimar si se conocen n parejas de puntos de referencia, formadas por las coordenadas incorrectas $[x_{di}, y_{di}]^T$ y sus coordenadas registradas $[x_{ri}, y_{ri}]^T$ para cada $i \in [1, n]$, y en tal caso la ecuación (1) se reformula como:

$$\begin{bmatrix} x_{r1} \\ y_{r2} \\ \vdots \\ x_{rn} \\ y_{rn} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} x_s + x_c \\ y_s + y_c \\ \vdots \\ x_s + x_c \\ y_s + y_c \end{bmatrix} + R_\theta \begin{bmatrix} g(\lambda,r_1)\cdot(x_{d1} - x_c) \\ g(\lambda,r_1)\cdot(y_{d1} - y_c) \\ \vdots \\ g(\lambda,r_n)\cdot(x_{dn} - x_c) \\ g(\lambda,r_n)\cdot(y_{dn} - y_c) \end{bmatrix}, \quad (2)$$

donde R_θ es la siguiente matriz diagonal por bloques:

$$R_\theta = \begin{bmatrix} \cos\theta & \sin\theta & \cdots & 0 \\ -\sin\theta & \cos\theta & & \\ \vdots & & \ddots & \vdots \\ 0 & & \cdots & \begin{matrix} \cos\theta & \sin\theta \\ -\sin\theta & \cos\theta \end{matrix} \end{bmatrix}.$$

La ecuación (2) puede interpretarse como una función $\boldsymbol{f}$ que recibe un vector de coordenadas distorsionadas $\boldsymbol{z}_d$, un vector centro de la imagen $\boldsymbol{z}_c$ y un vector de parámetros $\boldsymbol{p}$ y devuelve un vector de coordenadas registradas $\boldsymbol{z}_r$:

$$\boldsymbol{z}_r = \boldsymbol{f}(\mathbf{z}_d, \mathbf{z}_c, \mathbf{p}).$$

Mientras que $\mathbf{z}_d$, $\mathbf{z}_c$ y $\mathbf{z}_r$ son conocidos, el vector de pará-metros **p** no lo es, y necesita ser estimado de modo que la transformación de $\mathbf{z}_d$ en $\mathbf{z}_r$ minimice los residuos. Ya que existen diferentes soluciones que permiten ajustar las n parejas de coordenadas, empleamos mínimos cuadrados sobre la función de Tikhonov $\boldsymbol{T}(\mathbf{p})$ definida como:

$$\boldsymbol{T}(\mathbf{p}) = \frac{1}{2}\left(\| \boldsymbol{f}(\mathbf{z}_d, \mathbf{z}_c, \mathbf{p}) - \mathbf{z}_r \|^2 + \alpha \| L(\mathbf{p} - \mathbf{p}_a) \|^2 \right),$$

donde α es el parámetro de regularización, L es la matriz de regularización, y $\mathbf{p}_a$ es una solución *a priori* donde se encuentra la información conocida de antemano. La solución para **p** debe obtenerse de forma iterativa de acuerdo con el procedimiento descrito en (Doicu et al., 2010).

Puesto que nuestra función es más sensible a los parámetros de rotación $[\theta, \lambda]^T$ que a los parámetros de traslación $[x_s, y_s]^T$, la estimación del vector de parámetros **p** óptimo debe efectuarse en dos fases:

1. Se define el vector *a priori* inicial $\mathbf{p}_{a0} = [0, 0, \theta_a, \lambda_a]^T$, cuyos parámetros de traslación son nulos, y se aplica la minimización de Tikhonov solo a los parámetros de traslación, es decir, forzando $\theta = \theta_a$ y $\lambda = \lambda_a$.
2. La solución obtenida en el paso anterior se usa como nuevo vector *a priori* $\mathbf{p}_a$ en un nuevo proceso de minimización de Tikhonov en el que todos los parámetros contenidos en **p** son ajustados.

Este procedimiento otorga mayor peso a la información *a priori* de los parámetros θ y λ y reduce su libertad.

2.2. Elección de puntos de referencia

En la subsección anterior mencionamos que el vector de parámetros **p** puede ser hallado a partir de los vectores $\mathbf{z}_d$ en $\mathbf{z}_r$ que almacenan las coordenadas distorsionadas y re-gistradas, respectivamente. Estas parejas de coordenadas se pueden hallar en las vecindades de las líneas de costa, puesto que la línea de costa *teórica* es conocida a partir de las matrices de latitud y longitud, y la línea de costa *radiométrica* es visible en la propia imagen. Por tanto, la elección de parejas de coordenadas consta de tres pasos:

1. Crear una máscara de línea de costa teórica.
2. Crear una máscara de línea de costa radiométrica.
3. Encontrar rasgos característicos en las máscaras y determinar aquellos presentes en ambas.

El cálculo de la línea de costa teórica es directo, mientras que la línea de costa radiométrica tiene que determinarse mediante el algoritmo de detección de bordes desarrollado en (Canny, 1984). Los parámetros de histéresis del algoritmo se calculan de forma automática como una desviación positiva y negativa de valor σ alrededor del valor mediano de las reflectancias en cada canal de la imagen.

Una vez que se dispone de las dos máscaras (Figura 2), el siguiente paso es encontrar la correspondencia entre los rasgos que son comunes a ambas máscaras. La elección de estas parejas de rasgos comunes es uno de los problemas frecuentes en visión computacional, y su abordaje se suele dividir generalmente en tres etapas:

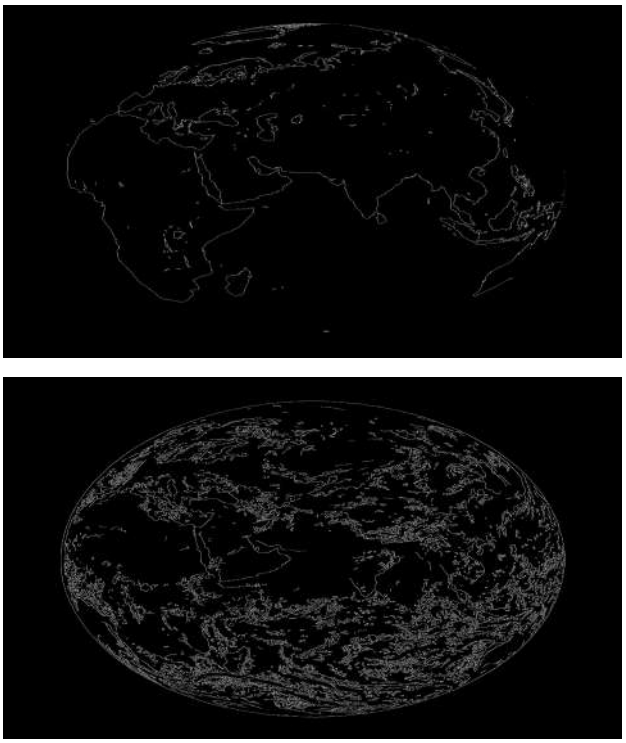


***Figura 2**. Arriba, línea de costa teórica para la imagen de la figura 1. Abajo, línea de costa radiométrica obtenida con el algoritmo de Canny. Esta última se encuentra contaminada con los bordes de nubes.*

1. La detección de puntos característicos (por ejemplo, bordes o esquinas) en las máscaras comparadas.
2. La descripción de tales puntos característicos a partir de un vector descriptor cuyas componentes almacenan información relevante sobre el entorno del punto característico.
3. El establecimiento de correspondencias entre puntos característicos de máscaras diferentes por comparación de sus vectores descriptores.

Para nuestro propósito decidimos utilizar el algoritmo de detección y descripción ORB (Rublee et al., 2011), pues no se encuentra patentado y es más eficiente en términos de tiempo de computación frente a otros algoritmos populares como SIFT.

Los puntos característicos comunes se hallan calculando la distancia de Hamming entre todas las combinaciones posibles de pares de puntos característicos pertenecientes a máscaras distintas. Para cada punto de una de las más-caras, definimos su pareja candidata como aquel punto de la otra máscara para el cual la distancia de Hamming es la mínima de todas las calculadas. Si esta condición se cumple también de forma recíproca, se asume que dicho par de puntos corresponde al mismo rasgo característico.

En la práctica, los pares de puntos correspondientes obte-nidos de esta manera necesitan un filtrado posterior basa-do en las restricciones propias del problema:

1. Los pares de puntos correspondientes cuya distancia de Hamming es superior a un límite (por ejemplo, 9 bits) son descartados al no poder garantizar la calidad de su correspondencia.
2. Puesto que el problema de registro no es severo, descartamos todos los pares de puntos correspondientes cuya distancia sobre la imagen es superior a un cierto límite (que establecemos en 10 píxeles).

Después de este filtrado, los pares de puntos correspon-dientes finales pueden utilizarse para crear los vectores $\mathbf{z}_d$ en $\mathbf{z}_r$ requeridos en la subsección 2.1.

3. RESULTADOS

En la figura 3 se muestran los histogramas de distancias sobre la imagen (en píxeles) para todos los pares de puntos correspondientes que fueron encontrados en las imágenes EPIC empleadas en este estudio.

En el primer histograma, observamos la distribución de distancias entre puntos correspondientes antes de aplicar ninguna corrección de coordenadas. Este histograma es en cierto modo homogéneo, aunque la mayor concentración de puntos se observa aproximadamente en el rango de distancias entre 3 y 7 píxeles.

En el segundo histograma, se presenta la distribución de distancias entre puntos correspondientes después de recalcular las coordenadas (fila, columna) de los puntos provenientes de las máscaras de línea de costa radiométrica. La forma de este histograma se asemeja a una distribución gamma, y la moda es 1,5 píxeles, lo cual nos permite concluir que los residuos después de la transformación disminuyen, luego la geolocalización mejora.

Nótese, por un lado, que el histograma superior termina bruscamente para distancias superiores a 10 píxeles. Esto se debe a una de las restricciones descritas en la subsección 2.2 y que filtraba los pares de puntos

correspondientes para los cuales no se podía garantizar que el algoritmo de correspondencia hubiera funcionado correctamente. Por otro lado, el segundo histograma presenta una cola de distancias superiores a 5 píxeles, y que es debida a la existencia de pares de puntos correspondientes que son erróneos pero han superado las restricciones aplicadas en el filtrado. Con todo, no tienen suficiente peso para alterar la determinación apropiada de los parámetros de transformación y, una vez aplicada esta, los puntos de los pares erróneos se distancian más porque de hecho describen rasgos característicos diferentes.

En cuanto a los parámetros de transformación extraídos para cada una de las imágenes EPIC de la serie analizada, se observaron las siguientes tendencias:

1. El parámetro de distorsión radial λ requiere una solución *a priori* λ_a suficientemente buena, y la solución final no se aleja en demasía de esta. El valor $\lambda_a \approx -5 \cdot 10^{-9}$ es una solución *a priori* apropiada.
2. El ángulo de rotación θ se comporta similar a λ. El valor $\theta \approx 0{,}5°$ es una solución *a priori* apropiada.
3. Los parámetros de traslación $[x_s, y_s]^T$ necesitan ser calculados para cada imagen de manera individual, pues sufren grandes alteraciones entre imágenes.

En la figura 4 se muestra el ejemplo de una región extraída de una imagen EPIC antes y después de aplicar las correcciones propuestas. Puede observarse cómo las líneas de costa visibles en la propia imagen inicialmente no concuerdan con las líneas de costa estimables a partir de las matrices de latitud y longitud disponibles. Una vez aplicada la transformación de las coordenadas de todos los píxeles, el solapamiento entre las líneas de costa teórica y radiométrica mejora considerablemente.

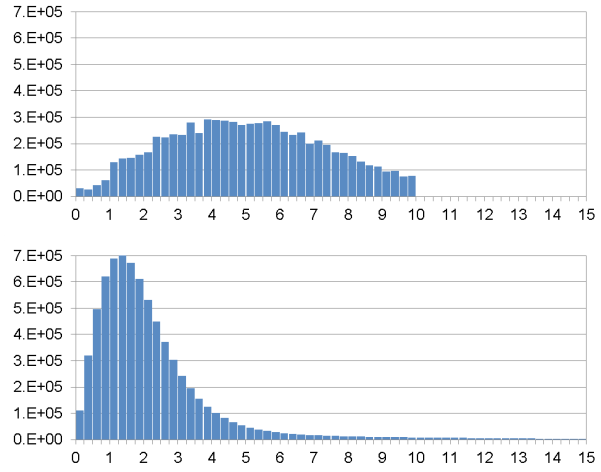


***Figura 3**. Histogramas de distancias sobre la imagen (en píxeles) para los pares de puntos correspondientes obtenidos en todas las imágenes EPIC en el período del 13/06/2015 al 31/07/2018. Arriba, el histograma de distancias originales (antes de la corrección). Abajo, el histograma de distancias después de corregir las coordenadas (fila, columna) con el método propuesto.*

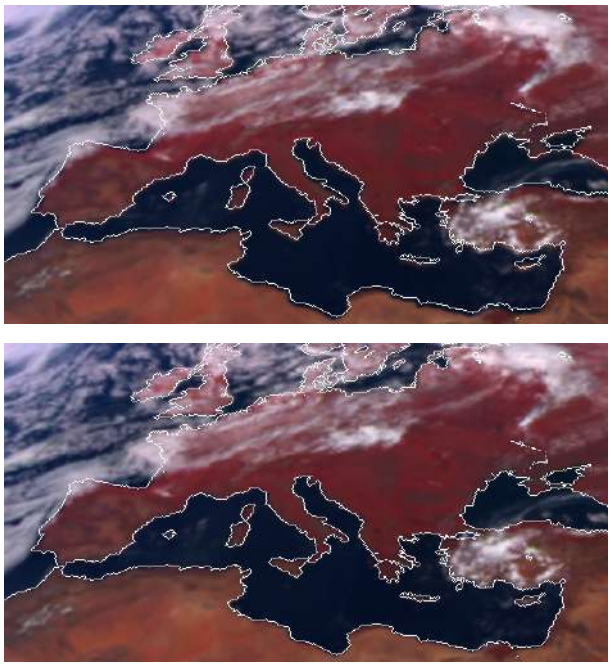


***Figura 4**. Región de una imagen EPIC (04/08/2017 09:48:19) antes (arriba) y después (abajo) de aplicar la corrección propuesta.*

4. CONCLUSIONES

En este trabajo hemos mostrado el problema de geolocalización de las imágenes Level 1B versión 2 de EPIC y hemos propuesto su corrección interpretándolo como un problema de registro. La transformación óptima se halla automáticamente con técnicas de visión computacional sobre las líneas de costa teórica y radiométrica. Los resultados muestran que el modelo propuesto mejora la geolocalización, pues se consigue superponer las líneas de costa teórica y radiométrica con éxito. Gracias a ello, se podrán usar las imágenes EPIC en la extracción de propiedades atmosféricas, pues la correcta geolocalización permite el uso mapas de albedo que proporcionen para cada píxel el albedo de superficie correcto, el cual se necesita como parámetro conocido en la inversión del modelo de transferencia radiativa.

5. BIBLIOGRAFÍA

Canny, J. 1984. A computational approach to edge detection. IEEE Trans Pattern Anal Mach Intell, PAMI-8, 679–698.

Doicu, A., Trautmann, T., Schreier, F., 2010. Numerical regularization for atmospheric inverse problems. Springer Berlin Heidelberg.

Fitzgibbon, A.W. 2001. Simultaneous linear estimation of multiple view geometry and lens distortion. In CVPR 2001, pp. 125–132, IEEE.

Molina García, V., Sasi, S., Efremenko, D.S., Doicu, A., Loyola, D. 2018. Linearized radiative transfer models for retrieval of cloud parameters from EPIC/DSCOVR measurements. JQSRT, 213, 241–251.

Rublee, E., Rabaud, V., Konolige, K., Bradski, G. 2011. ORB: An efficient alternative to SIFT or SURF. In ICCV 2011, pp. 2564–2571. IEEE.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 279-282. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

GRASP: Un algoritmo versátil para la caracterización de las propiedades atmosféricas y de superficie a partir de medidas de teledetección

Fuertes, D.[(1)], Torres, B.[(2)], Litvinov, P.[(1)], Lapyonok, T.[(2)], Lopatin, A.[(1)], Dubovik, O.[(2)]
[(1)] GRASP SAS, Lille, Francia. david.fuertes@grasp-sas.com
[(2)] Laboratoire d'Optique Atmosphérique, Universite de Lille, Francia.

Resumen: GRASP (*Generalized Retrieval of Atmosphere and Surface Properties*) es algoritmo de reciente creación destinado a la inversión de propiedades atmosféricas y de superficie a partir de medidas de teledetección. Es una evolución del algoritmo utilizado en la red AERONET para la inversión de propiedades ópticas y microfísicas del aerosol. El algoritmo es capaz de inferir cerca de 50 propiedades a partir de las medidas, además, cuenta con innovadores metodologías como la inversión multi-píxel que permite aportar más información al algoritmo invirtiendo conjuntamente un grupo de observaciones de diferente naturaleza, o bien realizadas en distintos momentos o distinta localización. Estas características hace que GRASP sea eficiente en los escenarios más exigentes. Por ejemplo en las zonas desérticas, donde los algoritmos tradicionales basados en el uso de *look-up tables* presentan fuertes incongruencias en la caracterización de las propiedades atmosféricas debido a la alta reflectancia de la superficie. GRASP ha sido ya aplicado con éxito a distintos instrumentos tanto en tierra, desde instrumentos de laboratorio (nefelómetros) hasta instrumentos de teledetección (fotómetros, lidares, cámaras de todo cielo, …), como misiones satelitales (POLDER, MERIS, …) con éxito. El código GRASP es de dominio público y puede descargarse a través de su web www.grasp-open.com. El presente trabajo describe las bases sobre las que se fundamenta el algoritmo y muestra de manera sintetizada resultados de su aplicación a distintos instrumentos.

Palabras clave: inversión, aerosol, AOD, superficie, albedo, teledetección.

GRASP: A versatile algorithm for surface and atmosphere characterization

Abstract: *GRASP (Generalized Retrieval of Atmosphere and Surface Properties) is a recently created algorithm devoted to retrieve atmosphere and surface properties from remote sensing measurements. It is an evolution of the AERONET algorithm, used to retrieve optical and microphysical properties of the aerosol. The algorithm is able to infer near to 50 properties from the measurements and also, it implements innovative methodologies such as the multi-pixel retrieval which allows to provide more information to the algorithm by inverting at once a set of observations from different sources or measured at different times or places. This feature makes GRASP very efficient even in the most challenging scenarios. For example, over desert areas where tradicional algorithm based on look-up tables provide strong inconsistencies due to the high surface reflectance. GRASP has already been successfully applied to several instruments, as ground-based instruments from laboratory (nephelometers) to remote sensing (photometers, lidars, all- sky cameras,…), as several satellite missions (POLDER, MERIS, …). The source code of GRASP is open source and it can be accessed through its website www.grasp-open.com. This work describes the basis of the algorithm and shows a summary of results obtained of its application to different instruments.*

Keywords: *retrieval, aerosol, AOD, surface, albedo, remote-sensing.*

1. INTRODUCCIÓN

El proceso de inversión en teledetección supone un reto algorítmico a la hora de procesar los datos con el objetivo de caracterizar el mayor número de parámetros físicos posibles habida cuenta de la información contenida en las medidas. En los últimos años, el crecimiento exponencial de la cantidad de medidas, debido sin duda al aumento del número de instrumentos en las distintas redes y a la mejora de los sensores utilizados, representa además un reto tecnológico en la capacidad de procesar toda esa información en tiempo real y en el almacenamiento de los resultados. Esto es especialmente válido en la observación por satélite de última generación dado el número creciente de misiones y la mayor resolución de las imágenes.

GRASP, *Generalized Retrieval of Atmosphere and Surface Properties* (Dubovik et al., 2014), es el primer algoritmo que propone una forma unificada de procesar observaciones de un amplio abanico de instrumentos.

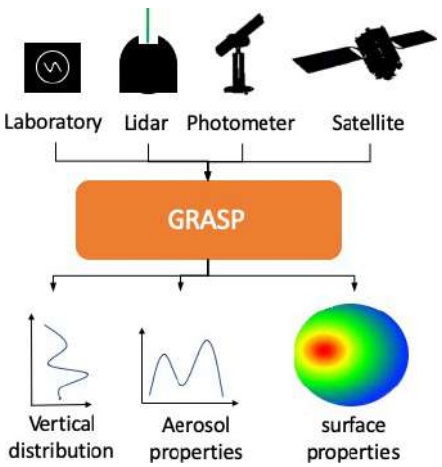


Figura 1*. Diferentes instrumentos que son procesador por GRASP y los tipos de resultados que se pueden obtener.*

GRASP es una evolución del algoritmo utilizado en la red AERONET (Holben et al., 1998) para la determinación de las propiedades ópticas y microfísicas de los aerosoles llevada a cabo en el Laboratoire d'Optique Atmosphérique (LOA, http://www-loa.univ-lille1.fr/) para procesar las medidas de la misión satelital francesa PARASOL (Tanré et al. 2011) y el procesado conjunto de las medidas de fotometría solar y lidar (Lopatin et al., 2013). El código es mantenido por GRASP SAS y distribuido públicamente a través de la página www.grasp-open.com.

GRASP se base en una serie de principios generales con el objetivo de desarrollar un software científico riguroso, versátil, eficiente, accesible y transparente en términos de funcionamiento. Por un lado, consta del módulo del "modelo hacia adelante" que es capaz de simular múltiples tipos de tipos de medidas en teledetección. Además, cabe destacar la versatilidad del "modelo hacia delante" donde los diferentes parámetros físicos que describen las propiedades del aerosol y superficie pueden ser descritos en mayor o menor detalle dependiendo de la información contenida en el sistema. Por otro lado, su módulo de inversión numérica está desarrollado con independencia de la naturaleza física del problema (en este caso teledetección) basado en la formulación "multi-term LSM" (Dubovik and King, 2000).

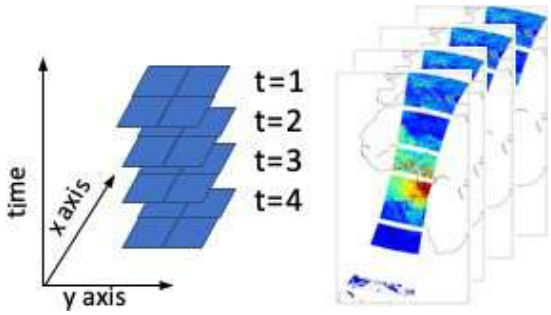


***Figura 2**. Representación de la información procesada por GRASP añadiendo el concepto multi-píxel: varias observaciones distribuidas en el espacio y tiempo son procesadas a la vez.*

Dentro de la formulación "multi-term LSM", GRASP incluye la innovadora metodología de procesado multi-píxel (ver Figura 2). El sistema permite invertir un conjunto de observaciones a la vez, introduciendo una serie de ligaduras que permiten limitar la variabilidad temporal y espacial de los parámetros físicos restituidos. Por ejemplo, en el tratamiento de imágenes satelitales, se supone una variabilidad de la reflectividad de la superficie pequeña en el tiempo, mientras que se asume una baja variabilidad de los aerosoles en el espacio. Estas ligaduras permiten limitar el conjunto de posibles soluciones proveyendo de resultados de mejor calidad.

2. METODOLOGÍA

GRASP aplica el método LSM al siguiente sistema de ecuaciones (Dubovik et al., 2006):

$$\begin{cases} f^* = f(a) + \Delta_f \\ 0^* = Ga + \Delta_g \\ a^* = a + \Delta_a \end{cases}$$

***Ecuación 1**. Sistema de ecuaciones que resuelve el algoritmo de inversión GRASP.*

Donde la primera ecuación describe la relación entre el vector de medidas **f** y las incógnitas **a** (Δf representa la incertidumbre de las medidas). La segunda ecuación representa las ligaduras "a priori" que imponen variaciones suaves en los parámetros físicos. Por ejemplo, en la dependencia espectral del índice de refracción. La matriz **G** contiene los coeficientes de las derivativas entre los parámetros de la inversión (**Δg** representa su incertidumbre). Estas restricciones normalmente están destinadas a eliminar valores irreales de la solución. La tercera ecuación permite introducir una ligadura en los parámetros a su estimación inicial, lo que representa una gran utilidad en aquellos casos en los que se conoce un parámetro de antemano.

La figura 3 muestra el funcionamiento de GRASP donde:

- **f*** es el vector de las medidas que se desean invertir
- **f(ap)** es el vector de las medidas invertidas después de p iteraciones
- **ap** es el vector de incógnitas en p iteraciones

GRASP aplica un procedimiento iterativo donde en cada iteración se compara las medidas reales con la simulación obtenida introduciendo en el "modelo hacia delante" el conjunto de parámetros (incógnitas) que caracterizan la atmosfera y la superficie. El modulo de inversión obtiene un nuevo conjunto de parámetros que minimiza el error entre la observación y el modelo. Se repite el proceso hasta obtener un error pequeño entre las observaciones y modelo y entonces se para con el resultado final.

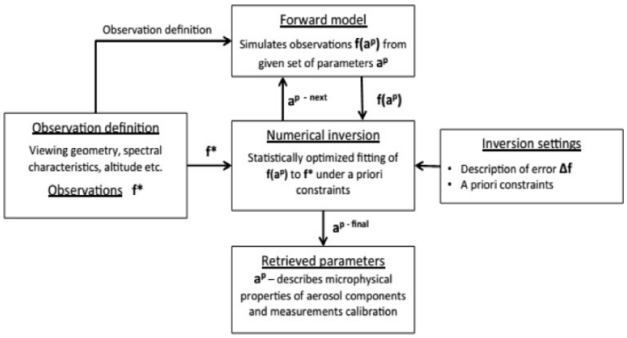


***Figura 3**. Diagrama que muestra el funcionamiento de GRASP extraída de Dubovik et al., 2011.*

3. APLICACIONES Y RESULTADOS

GRASP ha sido aplicado con éxito a distintos instrumentos en tierra y misiones satelitales. A continuación, nos centraremos en mostrar algunos resultados empezando por los instrumentos *in-situ*, pasando después a las medidas de teledetección desde la tierra y finalizando con las misiones satelitales.

GRASP ha sido aplicado con éxito a las medidas de un nefelómetro polar como es mostrado en Espinosa et al. 2017. Como resultado, gracias al algoritmo de inversión, se puede obtener la distribución de tamaños de las partículas a partir de las funciones de fase medidas por el instrumento.

En Torres et al., 2017, los autores proponen una aplicación de GRASP a las medidas de espesor óptico de aerosoles con independencia de su origen. Las aplicaciones son, por ejemplo, para la inversión de las medidas de

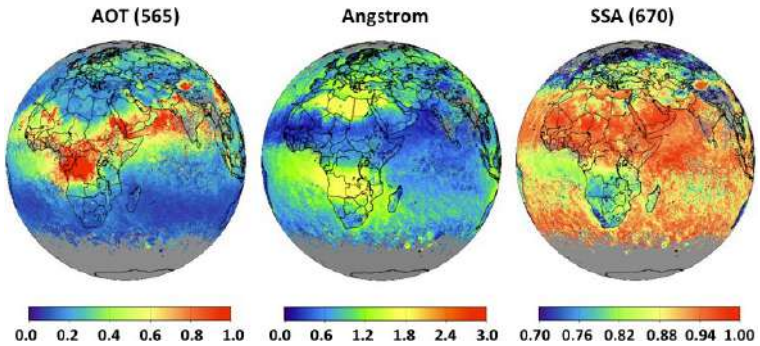


Figure 4: *Climatología de aerosoles a partir de 10 años de medidas de POLDER-2 procesadas con GRASP. A la izquierda, espesor óptico de aerosoles (565 nm), en el centro el Exponente de Ängstrom, a la derecha el single scattering albedo (670 nm).*

fotómetros solares o para la fotometría lunar, donde sólo se tiene información del espesor óptico de aerosoles. Gracias al algoritmo, a partir de estas medidas es posible obtener la distribución de tamaños de las partículas, así como la separación de la contribución al espesor óptico de las modo fino y grueso entre otros.

GRASP es también capaz de procesar sinergias entre distintos instrumentos de suelo. Por ejemplo, en Lopatin et al., 2013, los autores proponen la metodología para procesar conjuntamente medidas fotométricas y de lidares atmosféricos. Esto permite no solo obtener las propiedades del aerosol en columna sino también una descripción de su distribución vertical. Esta metodología también ha sido aplicada a la sinergia entre fotómetros y ceilómetros (Roman et al., 2018).

El último de los ejemplos de aplicaciones de GRASP a instrumentación en superficie que citaremos su aplicación en cámaras de todo cielo. Este tipo de medidas también se puede utilizar en GRASP como por ejemplo en Román et al., 2017 donde se utiliza la aureola lunar medida por una cámara de todo cielo para aportar información extra a la medida de espesor óptico de aerosoles realizada mediante fotometría lunar.

Respecto a las misiones satelitales GRASP está actualmente involucrado en varias misiones europeas, pero aquí solo se presentan las misiones que han sido procesadas completamente y cuyos datos son accesibles a través de la web del algoritmo (www.grasp-open.com). Concretamente hablamos de las misiones PARASOL/POLDER (ver Figura 4) y MERIS/ENVISAT.

El instrumento POLDER a bordo del satélite PARASOL-2 (Tanré et al., 2011) es un radiómetro multi-expectral, multi-angular y polarizado destinado a la observación de aerosoles, nubes, vapor de agua y balance radiativo terrestre. Las imágenes de este instrumento han sido procesadas mediante el algoritmo GRASP proveyendo de datos sobre la superficie (BRDF y BPDF) y los aerosoles. La figura 5 muestra la validación del algoritmo usando los datos de la red AERONET para el espesor óptico de aerosoles a 865 nm.

Además, la gran cantidad de información que el sensor capta es capaz permite al algoritmo obtener con gran calidad otros parámetros del aerosol tales como el exponente de Angstrom o incluso el *single-scattering* albedo (Figura 6).

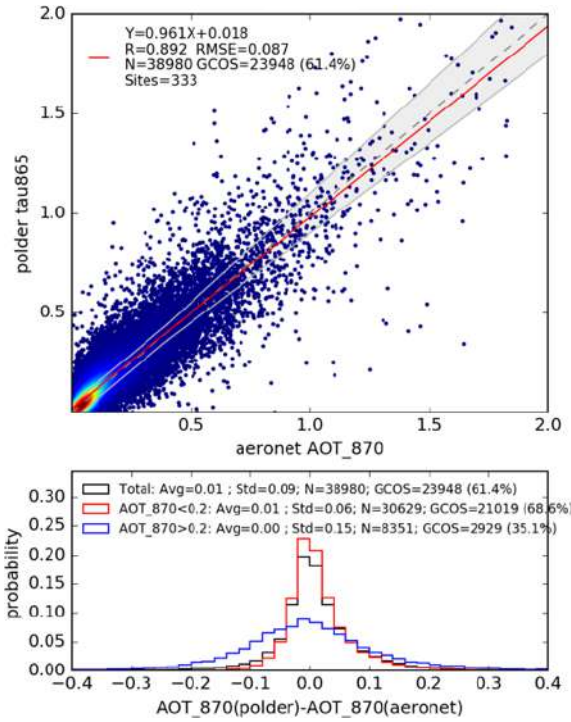


Figura 5*. Correlaciones entre las medidas espesor óptico de aerosoles (870nm) de la red AERONET y el instrumento POLDER-2 procesado con el algoritmo GRASP.*

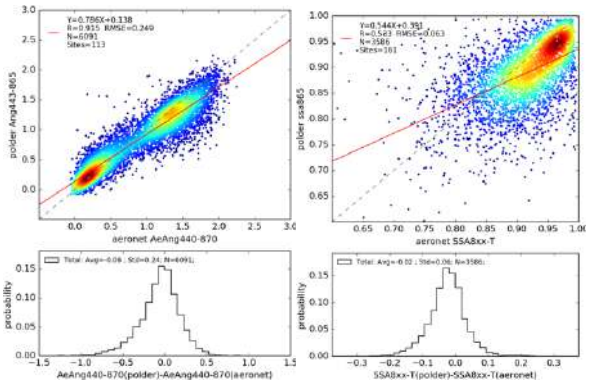


Figura 6*. Correlaciones entre las medidas de Angstrom la red AERONET y el instrumento POLDER-2 (izquierda) y las medidas de single scattering albedo de la red AERONET y el instrumento POLDER-2 (derecha) procesado con el algoritmo GRASP.*

El espectrómetro MERIS a bordo del satélite ENVISAT (Louet, 2001) ha sido procesado por el algoritmo GRASP en el marco de un proyecto de la agencia europea EUMETSAT. Igual que en el caso de PARASOL, se pueden encontrar 10 años de datos procesado de esta misión en la web del algoritmo. La limitación en información de entrada (solo un ángulo de información y sin medidas de polarización) hace que el algoritmo tenga que usar una configuración menos avanzada, obteniendo así una descripción del aerosol menos detallada, aun así, como puede verse en la figura 7, GRASP es capaz de caracterizar correctamente el AOD mostrando una correlación mayor de 0,75 en las validaciones con respecto a AERONET.

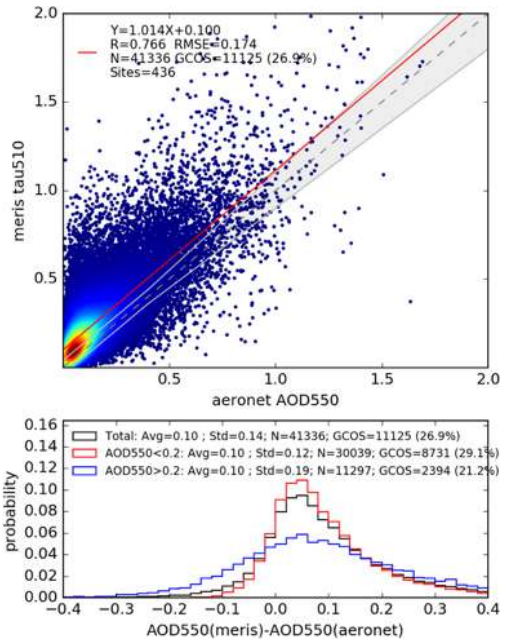


***Figura** 7. Correlaciones entre las medidas espesor óptico de aerosoles (510 nm) de la red AERONET y el instrumento MERIS procesado con el algoritmo GRASP.*

4. BIBLIOGRAFÍA

Dubovik, O., Lapyonok, T., Litvinov, P., Herman, M., Fuertes, D., Ducos, F., Torres, B., Derimian, Y., Huang, X., Lopatin, A., Chaikovsky, A., Aspetsberger, M. y Federspiel, C.: GRASP: a versatile algorithm for characterizing the atmosphere, in: SPIE, vol. Newsroom, 2014.

Dubovik O., Herman M., Holdak A., Lapyonok T., Tanre D., Deuzé J. L., Ducos F., Sinyuk A. y Lopatin A., Statistically optimized inversion algorithm for enhanced retrieval of aerosol properties from spectral multi-angle polarimetric satellite observations, Atmos. Meas. Tech. 4, pp. 975–1018, 2011

Dubovik, O., et al., Application of spheroid models to account for aerosol particle nonsphericity in remote sensing of desert dust, J. Geophys. Res., 111, D11208, doi:10.1029/2005JD006619. 2006

Dubovik, O. y King, M. D., A flexible inversion algorithm for retrieval of aerosol optical properties from Sun and sky radiance measurements, J. Geophys. Res.- Atmos., 105, 20673–20696, https://doi.org/10.1029/2000JD900282, 2000.

Espinosa, W. R., Remer, L. A., Dubovik, O., Ziemba, L., Beyersdorf, A., Orozco, D., Schuster, G., Lapyonok, T., Fuertes, D., and Martins, J. V.: Retrievals of aerosol optical and microphysical properties from Imaging Polar Nephelometer scattering measurements, Atmos. Meas. Tech., 10, 811-824, https://doi.org/10.5194/amt-10-811-2017, 2017.

Holben, B.N., Eck, T.F., Slutsker, I., Tanré, D., Buis, J.P., Setzer, A., Vermote, E., Reagan, J.A., Kaufman, Y. J., Nakajima, T., Lavenu, F., Jankowiak, I. y Smirnov, A.: AERONET – A federated instrument network and data archive for aerosol characterization, Remote Sens. Environ., 66, 1–16, https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00031-5, 1998.

Lopatin, A., Dubovik, O., Chaikovsky, A., Goloub, P., Lapyonok, T., Tanré, D. y Litvinov, P.: Enhancement of aerosol characterization using synergy of lidar and sun-photometer coincident observations: the GARRLiC algorithm, Atmos. Meas. Tech., 6, 2065-2088, https://doi.org/10.5194/amt-6-2065-2013, 2013.

Louet, J.: The Envisat Mission and System, ESA Bull., 106, 11–25, 2001.

Román, R., Torres B., Fuertes D., Cachorro V.E., Dubovik O., Toledano C., Cazorla A., Barreto A., Bosch J.L., Lapyonok T., González R., Goloub P., Perrone M.R., Olmo F.J., de Frutos A., Alados- Arboledas L., Remote sensing of lunar aureole with a sky camera: Adding information in the nocturnal retrieval of aerosol properties with GRASP code, Remote Sensing of Environment, Volume 196, Pages 238-252, ISSN 0034-4257, https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.05.013., 2017

Román, R., Benavent-Oltra, J.A., Casquero-Vera, J.A., Lopatin, A., Cazorla, A., Lyamani, H., Denjean, C., Fuertes, D., Pérez-Ramírez, D., Torres, B., Toledano, C., Dubovik, O., Cachorro, V.E., de Frutos, A.M., Olmo, F.J., Alados-Arboledas L.: Retrieval of aerosol profiles combining sunphotometer and ceilometer measurements in GRASP code, Atmos. Res., 204, 161-177,https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.01.021, 2018.

Tanré, D., Bréon, F. M., Deuzé, J. L., Dubovik, O., Ducos, F., François, P., Goloub, P., Herman, M., Lifermann, A. y Waquet, F.: Remote sensing of aerosols by using polarized, directional and spectral measurements within the A-Train: the PARASOL mission, Atmos. Meas. Tech., 4, 1383-1395, https://doi.org/10.5194/amt-4-1383-2011, 2011.

Torres, B., Dubovik, O., Fuertes, D., Schuster, G., Cachorro, V. E., Lapyonok, T., Goloub, P., Blarel, L., Barreto, A., Mallet, M., Toledano, C. y Tanré, D.: Advanced characterisation of aerosol size properties from measurements of spectral optical depth using the GRASP algorithm, Atmos. Meas. Tech., 10, 3743-3781, https://doi.org/10.5194/amt-10-3743-2017, 2017.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 283-286. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Obtención de parámetros de irradiancia solar desde satélites geoestacionarios

Puchades, J.[(1)], Niclòs, R.[(1)], Valor, E.[(1)], Galve, J.M.[(1)], Lacave, O.[(2)], Puig, P.[(2)]
[(1)] Depto. Física de la Tierra y Termodinámica, Universidad de Valencia, Dr. Moliner, 50, Valencia, España.
jesus.puchades@uv.es
[(2)] Vortex FdC, S.L., Marie Curie 8-14, 08042 Barcelona, España.

Resumen: Este trabajo realiza una comparación de los valores de *Global Horizontal Irradiance* (GHI) y *Direct Normalized Irradiance* (DNI) determinados a partir de los satélites geoestacionarios HIMAWARI-8 y MTSAT-2, utilizando un método previamente propuesto para el satélite europeo METEOSAT-8, con los datos obtenidos desde estaciones meteorológicas. Se evalúan 6 estaciones distribuidas en la región cubierta por dichos satélites. Este estudio tiene como objetivo establecer una metodología global que permita identificar áreas de interés para la instalación de plantas de energía fotovoltaica, una de las fuentes de energía renovable más importantes y de uso extendido. Para ello es necesario estimar la irradiancia solar y de la variabilidad espacial y temporal de esta. La determinación de estos parámetros desde satélite supone una ventaja muy significativa frente a las medidas tomadas por estaciones, aunque requiere de validaciones frente a estos datos verdad-terreno. En este estudio la comparativa de los resultados de satélites frente a las medidas de las estaciones se realiza a lo largo de un año natural para cada una de las plataformas utilizando 6 estaciones. Los errores sistemáticos que se obtienen en GHI son del orden del 0,4 a 5,4% en el caso de ambos satélites y en DNI 1,2% a 10,5% en MTSAT-2 y de 1,0% a 10,3% en HIMAWARI-8. Las incertidumbres en términos de r-rmsd que se obtienen en GHI son del orden de 13,6 a 16,0% en MTSAT-2 y de 10,5 a 14,5% en HIMAWARI-8, y en DNI de 10,8 a 26,7% en MTSAT-2 y de 9,8 a 21,8% en HIMAWARI-8, respectivamente.

Palabras clave: irradiancia solar, satélite, estaciones.

Obtaining parameters of solar irradiance from geostationary satellites

Abstract: *This paper makes a comparison of the Global Horizontal Irradiance (GHI) and Direct Normalized Irradiance (DNI) values determined from the geostationary satellites HIMAWARI-8 and MTSAT-2, using a method previously proposed for the European satellite METEOSAT-8, with the data obtained from meteorological stations. Six stations distributed in the region covered by these satellites are evaluated. The objective of this study is to establish a global methodology to identify areas of interest for the installation of photovoltaic power plants, one of the most important and widely used renewable energy sources. For this aim, it is necessary to estimate the solar irradiance and its spatial and temporal variability. The determination of these parameters from satellite means a significant advantage from the measurements taken by stations, although it requires validations against ground-truth data. In this study, the comparison between the satellite results and the station measurements are carried out during a full year for each satellite platform, andusing data from 6 stations. The systematic errors obtained for GHI are from 0.4% to 5.4% in the case of both satellites , and from 1.2% to 10.5% for DNI using MTSAT-2 data and from 1.0% to 10.3% for DNI using HIMAWARI-8 data. The uncertainties in terms of r-rmsd obtained for GHI are from 13.6 to 16.0% using MTSAT-2 data and from 10.5 to 14.5% using HIMAWARI-8 data. These uncertainties for DNI are from 10.8 to 26.7% using MTSAT-2 data and from 9.8 to 21.8% using HIMAWARI-8 data, respectively.*

Keywords: *solar irradiance, satellite, station.*

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se está extendiendo el uso de las energías renovables, como sería el caso de la energía solar fotovoltaica. Para saber en qué lugares es más rentable instalar las centrales fotovoltaicas se necesitan los datos de la distribución temporal de la irradiancia solar en superficie, cuyas variables más importantes son la Irradiancia Solar Global (GHI por sus siglas en inglés) y la Irradiancia Directa normalizada (DNI). Estas variables no son solo importantes para las plantas fotovoltaicas sino que parecen tener relevancia en otros ámbitos como el de la protección medioambiental e incluso en estudios hidrológicos, todo ello con relevancia en la adaptación del ser humano al cambio climático (Xia et al., 2017).

En este estudio se han comparado los datos de 6 estaciones con los datos procesados que se obtienen de los sensores *IMAGER* a bordo de la plataforma *Multifunction Transport Satellite 2* (MTSAT-2), y *Advanced Himawari Imager* (AHI) situado en el satélite Himawari-8, gestionados ambos por la Agencia Meteorológica Japonesa (JMA, del inglés). Los datos de GHI y DNI se han estimado de forma horaria durante dos años diferentes. Para ello se ha seguido la metodología propuesta en un estudio previo para METEOSAT-8 (CM-SAF, 2014).

La tabla 1 muestra las características de los satélites mencionados. Aun siendo más reciente el Himawari-8, sigue estando operativo el MTSAT-2, por lo que para estudios de series temporales extensas podría ser recomendable. Por ello realizamos una validación de la estimación

de estas variables solares, analizando la precisión de la metodología utilizada, a partir de datos de ambos satélites.

***Tabla 1**. Características de los satélites utilizados en este trabajo.*

	MTSAT-2	HIMAWARI-8
Cobertura geográfica	85E-155E 60N-60S	85E-155E 60N-60S
Tamaño píxel	1 km	1 km
Banda espectral escogida	0,55-0,90 µm	0,86 µm
Fecha lanzamiento	Julio 2010	Julio 2015

2. METODOLOGÍA

La metodología seguida en este estudio fue diseñada inicialmente para el sensor SEVIRI a bordo de METEOSAT-8 y propuesta por EUMETSAT (CM-SAF, 2014). En el presente trabajo dicha metodología se ha adaptado a los sensores IMAGER y AHI de los satélites MTSAT-2 y Himawari-8 y se ha aplicado durante los años 2014 y 2016, respectivamente. El método requiere información de una banda espectral dentro del visible. Para el Himawari-8 la banda elegida ha sido el canal 4, centrado en 0,86 µm, y para MTSAT-2 la banda 1 centrada en 0,675 µm, cubriendo el intervalo espectral de 0,55 – 0,80 µm. Para este estudio las variables solares resultantes se generan con una resolución temporal de una hora y una resolución espacial de 0,01°, que equivale a 1 km en superficie aproximadamente.

El primer paso de la metodología consiste en evaluar la afectación por nubes de cada píxel. Para la corrección de nubes es necesario establecer un valor de reflectividad máxima (p_{max}) para asignar a los píxeles nublados. Para ello es necesario el cálculo del percentil 95% de los valores de reflectividad de la imagen, y este valor es el parámetro que se ha usado como p_{max}. Para calcular este máximo, que se obtiene mensualmente, se determinaron dos zonas de la imagen donde es frecuente la presencia de nubes. Se escogió una zona sobre mar para que el contraste entre el píxel nublado y el no nublado (agua en este caso) se vea diferenciado claramente. Esto es debido a la diferencia de reflectividad entre el píxel de agua y el píxel nublado, disponiendo este último de un valor alto y el pixel de agua de un valor bajo. Estos datos se obtienen a las 01:30 UTC a lo largo de un mes de datos, de tal manera que se tiene un valor final de máximo diferente para cada mes de estudio.

Por otro lado también es necesario el cálculo de una reflectividad mínima (p_{min}), que al igual que el máximo será mensual. Por el contrario, p_{min} no será un único valor para toda la imagen, sino que será un valor para cada píxel y para cada hora que se desee estudiar. Por tanto, se tendrán valores para diferentes horas a lo largo del día y serán mensuales. El p_{min} se debe determinar comprobando los valores de todas las imágenes de un mes referentes a una misma hora y un mismo píxel. Para determinar este valor se ha realizado el siguiente proceso. En primer lugar se comprueba si el píxel está nublado todo el mes (esto puede ocurrir en latitudes elevadas donde las nubes son casi constantes). En caso contrario se procede al cálculo del mínimo mensual. Se prosigue con el cálculo de la diferencia entre el valor máximo y el valor del píxel que se está analizando. Si este valor es menor que la varianza el valor del mínimo se queda igual, pero si por el contrario el valor es mayor se comprueba que la diferencia del valor del píxel con la desviación estándar sea mayor que cero. En este caso el valor pasa a ser el nuevo p_{min}, pero si por el contrario no es mayor que cero el p_{min} se queda igual.

Para todos los píxeles se debe calcular la dependencia del ángulo solar, así como la distancia tierra-sol antes de cualquier procesado.

A partir de los valores de p_{max} y p_{min} se obtiene el valor N definido como $N=p-p_{min} / p_{max}-p_{min}$, donde p es la reflectividad observada para cada píxel desde el satélite). Este valor de N determina a su vez un coeficiente K, que corrige el efecto de las nubes a partir de la irradiancia solar teórica en un cielo despejado. El valor K se estima para cada imagen y píxel a partir del conjunto de intervalos siguiente:

$$\begin{aligned} &N<-0{,}2 : K=1{,}2 \\ &-0{,}2 \le N \le 0{,}8 : K=1-N \\ &0{,}8<N \le 1{,}1 : K=2{,}0667 - 3{,}6667\,N + 1{,}6667\,N^2 \\ &N>1{,}1 : K=0{,}05 \end{aligned} \quad (1)$$

Tras esto, se calcula la GHI como:

$$GHI=K\cdot G \quad (2)$$

donde G es el valor de la irradiancia solar para los cielos despejados de nubes y que se obtiene como salida del modelo de transferencia radiativa *Mesoscale Atmospheric Global Irradiance Code* (gnu-MAGIC, http://sourceforge.net/projects/gnu-magic/; Posselt et al., 2011). Este código utiliza como entrada una climatología de aerosoles, vapor de agua, y ozono.

De la ecuación 1 se deduce que para N cercanas a la unidad la K es también cercana a la unidad; en el caso de que N sea pequeña, cuando los cielos no están despejados, la K será pequeña y tendrá un mayor impacto en el cálculo de la GHI, disminuyéndola.

Para el cálculo de la DNI, se calcula la Irradiancia Directa (DI) que viene dada por la siguiente ecuación:

$$DI=B\cdot(K-0{,}38(1-K))2{,}5 \quad (3)$$

donde B es el valor de la radiación solar directa calculada con el gnu-MAGIC. DNI se calcula con la siguiente expresión:

$$DNI=DI/\cos(SZA) \quad (4)$$

donde el cos(SZA) es el valor del coseno del ángulo solar cenital.

3. ANÁLISIS DE DATOS

Los valores obtenidos desde MTSAT-2 y HIMAWARI-8 se han comparado con los datos de 6 estaciones situadas dentro de las regiones cubiertas por dichos sensores.

Para obtener el valor del satélite se realiza una extracción de los píxeles cercanos a las coordenadas de cada estación analizando áreas de interés de 3×3 píxeles (1 píxel=1 km^2) y se realizan promedios de los valores de dichos píxeles.

Para obtener el valor de las estaciones se ha realizado un promedio de los 10 minutos anteriores a la hora de fin

de adquisición de la imagen, es decir, se realiza una media de las medidas de los minutos 20 a 30.

Finalmente la comparación entre datos de satélite y de estación se realiza por horas y por meses, de esta manera se obtienen valores horarios y mensuales, y finalmente se obtienen medias anuales para cada estación.

4. RESULTADOS

La tabla 2 muestra los valores estadísticos anuales obtenidos a partir de MTSAT-2 para cada estación. Se han calculado: mediana, *robust standard deviation* (*rsd*; Niclòs et al., 2011) y *robust root-mean-square diference* (*r-rmsd*), y el cociente porcentual de las medianas respecto de los valores máximos (mediana en%), y el cociente porcentual de los *r-rmsds* respecto de los valores máximos (*r-rmsd* en%).

***Tabla 2**. Mediana (W/m²) y r-rmsd (%) de MTSAT-2 para cada estación. Se indica la localización geográfica de cada una de ellas.*

2014 GHI	mediana W/m²	mediana %	r-rmsd W/m²	r-rmsd %
ASP (-23,80S,133,89E)	-51,06	5,34	153,35	16,03
DWN (-12,42S,130,89E)	-15,55	1,55	137,60	13,68
FUA (33,58N,130,38E)	-38,67	4,34	126,87	14,23
ISH (24,34N,124,16E)	-17,44	1,82	132,58	13,83
SAP (43,06N,141,33E)	-3,4	0,39	117,08	13,56
TAT (36,06N,140,13E)	-8,72	1,02	116,64	13,63

2014 DNI	mediana W/m²	mediana %	r-rmsd W/m²	r-rmsd %
ASP	-150,68	10,48	397,56	26,77
DWN	-24,24	1,44	245,51	14,59
FUA	20,97	1,31	173,79	10,86
ISH	34,91	1,97	209,76	11,83
SAP	39,93	2,03	212,70	10,79
TAT	-20,31	1,18	224,40	13,04

***Tabla 3**. Mediana (W/m²) y r-rmsd (%) de HIMAWARI-8 para cada estación.*

2016 GHI	mediana W/ m²	mediana %	r-rmsd W/ m²	r-rmsd %
ASP	-54,45	5,40	145,92	14,46
DWN	-16,95	1,58	147,18	13,76
FUA	-13,52	1,41	101,06	10,53
ISH	-4,61	0,43	129,75	12,00
SAP	-21,66	2,46	108,01	12,25
TAT	-10,68	1,15	116,58	12,51

2016 DNI	mediana W/m²	mediana %	r-rmsd W/ m²	r-rmsd %
ASP	-174,25	10,32	369,00	21,86
DWN	-21,78	1,04	316,23	15,07
FUA	26,12	1,42	193,71	10,56
ISH	59,27	2,81	223,77	10,60
SAP	-20,32	0,99	236,86	11,56
TAT	26,80	1,18	221,25	9,73

Las Tablas 2-3 muestran los peores resultados para la estación con código ASP que está situada en una zona desértica. La arena refleja mucho la radiación solar, de manera que influye en lo que capta el satélite y proporciona peores resultados. Por tanto el gran error en DNI tanto en el satélite MTSAT-2 como en el Himawari-8 puede ser debido a la suspensión de partículas de arena en la atmósfera que reduce entre un 80-90% este parámetro (Lopes et al., 2018).

Los resultados para el resto de estaciones son en general mejores. En el caso de la GHI se pueden observar medianas negativas para ambos satélites, por tanto el método subestima en comparación con la estación. En cuatro de las seis estaciones que se usan en este estudio, el satélite MTSAT-2 funciona mejor que el satélite Himawari-8. En el caso de la DNI en algunas estaciones el valor se subestima y en otras se sobreestima y no ocurre lo mismo en ambos satélites. En el caso de las estaciones SAP y TAT un satélite subestima el valor y en otro lo sobreestima y viceversa. Esto puede ser debido a que al tener muchos días nublados los valores p_{max} y el p_{min} no están tan diferenciados por lo que el cálculo de la K tiene mayor incertidumbre, lo que lleva a un impacto directo en las variables GHI y DNI.

En las figuras 1-2 se muestran días sueltos de diferentes estaciones para cada satélite, ("obs" se refiere a los datos de las estaciones y "sat" se refiere a los datos obtenidos del satélite y calculados con el método), estos resultados se asemejan a los de la tabla 2-3.

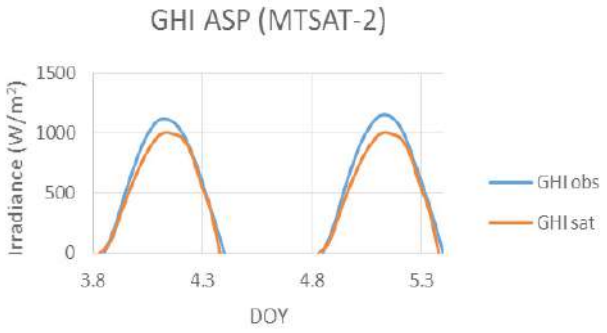


***Figura 1.** Comparación correspondiente a dos días para la estación ASP frente a MTSAT-2.*

En la figura anterior se observa lo que se muestra en las tablas, es decir, los resultados del método aplicado a las imágenes de satélite subestiman al valor de los datos de las estaciones, mostrando las máximas diferencias en el mediodía solar. Para la estación ASP la mediana de GHI representa un 5% para los resultados de ambos satélites y del 10% en DNI. Asimismo en el caso de *r-rmsd* se obtienen valores en torno a un 16% y 14% para GHI y de 27% y 22% para MTSAT-2 y HIMAWARI-8 respectivamente en el caso de DNI.

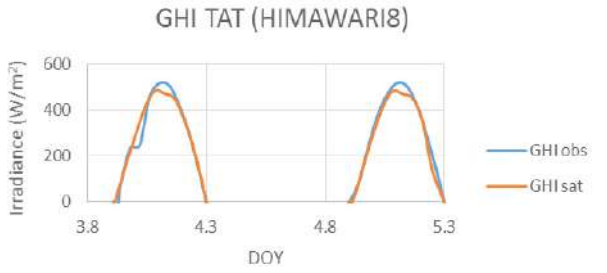


***Figura 2.** Comparación correspondiente a dos días para la estación TAT frente a HIMAWARI-8.*

En la figura 2 se observan dos días diferentes en los que los datos de satélite subestiman la observación desde

estación, y al igual que en las tablas se puede observar que el método propuesto ofrece para la estación TAT resultados razonables. Las medianas de GHI y de DNI para la estación TAT representan un 1% para los resultados de ambos satélites. Asimismo en el caso de *r-rmsd* se obtienen valores en torno a un 13% en ambos casos para GHI y de 13% y 10% para MTSAT-2 y HIMAWARI-8 respectivamente en el caso de DNI.

5. CONCLUSIONES

Los resultados muestran que las medianas de GHI varían de un 0,4% en SAP a un 5,3% de ASP y en DNI son de 1,2% a 2% para todas las estaciones excepto ASP donde se observa un 10,5% en MTSAT-2, debido a los aerosoles desérticos. Sin embargo para HIMAWARI-8 en GHI los datos varían de 0,4% a 2,5% en todas las estaciones excepto en ASP que es de 5,4%. Los porcentajes en DNI son de 1% a 2,8% en todas las estaciones excepto en ASP con un 10,3% en ASP.

Los porcentajes en la *r-rmsd* para MTSAT-2 varían de 13,6% a 16,0% para todas las estaciones y en DNI de 10,8% a 14,2% en todas las estaciones excepto en ASP con un 26,7%. Mientras que en HIMAWARI-8 en GHI varia de 10,5% a 14,5% en todas las estaciones y en DNI de 9,7% a 15,1% en todas las estaciones excepto en ASP con un 21,8%.

6. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido desarrollado mediante un contrato entre la Universidad de Valencia y la empresa Vortex FdC, S.L., además de integrarse en el marco del proyecto CGL2015-64268-R (MINECO / FEDER, UE) del Ministerio de Economía y Competitividad de España y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

7. BIBLIOGRAFÍA

CM-SAF. Algorithm theoretical baseline document, Meteosat solar surface radiation and effective cloud albedo climate data records-Heliosat. The MAGICSOL method applied for the generation of SARAH. 2014, doi: 10.5676/EUM_SAF_CM/SARAH/V001.

Lopes, F.M., Silva, H.G., Salgado R., Covaco, A., Canhoto, P., Collares-Pereira, M. Short-therm forecast of GHI and DNI for solar energy systems operation: assessment of the ECMWF integrated forecasting system in southern Portugal. Solar Energy 2018, 170, 14-30.

Niclòs, R., Galve, J.M., Valiente J.A., Estrela, M.J., Coll C. Accuracy assessment of land surface temperature retrievals from MSG2-SEVIRI data. Remote Sensing of Environment 2011, 115, 2126-2140; doi: 10.1016/j.rse.2011.04.017.

Posselt, R., Mueller, R., Stöckli, R., Trentmann, J. Spatial and temporal homogeneity of solar surface irradiance across satellite generations. Remote Sensing 2011, 3, 1029-1046; doi:10.3390/rs3051029.

Xia, S., Mestas-Nuñez, A.M., Xie, H., Vega, R. An evaluation of satellite estimates of solar surface irradiance using ground observations in San Antonio, Texas, USA. Remote Sensing, 2017, 9, 1268; doi:10.3390/rs9121268.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 287-290. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Caracterización de la emisividad del pasto seco mediante imágenes AHS

de Miguel, E.[(1)], Carretero, L.[(2)], González-Lagos, M.[(2)], Jiménez-Michavila, M.[(1)]
[(1)] Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA), Ctra. Ajalvir s/n 28850 Torrejón de Ardoz, Madrid, España.
demiguel@inta.es
[(2)] Consultoras en INTA de Ingeniería de Sistemas para la Defensa de España (ISDEFE), Beatriz de Bobadilla 3
28040 Madrid, España.

Resumen: La obtención de la temperatura de la superficie terrestre requiere el conocimiento de su emisividad. En superficies complejas y condiciones naturales esto no es fácil a priori. Aunque existe información en librerías espectrales o proveniente de simulaciones, hay pocos trabajos de campo para validarla. En esta comunicación se revisan los trabajos realizados por el Área de Sistemas de Teledetección del INTA (Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial) para caracterizar la emisividad de una superficie natural compleja como es el pasto seco. Esta caracterización es importante para optimizar la aplicación de algoritmos de separación Temperatura/Emisividad (TES) que requieren hipótesis a priori sobre estavariable. Los resultados obtenidos muestran una diferencia entre emisividad máxima y mínima (MMD) para el pasto seco superior a 0,03 en el rango de 8 a 13 micras. También sugieren una emisividad máxima ($E_{máx}$) con valores altos. No parece por tanto posible caracterizar al pasto como un cuerpo gris, como se sugiere en la literatura.

Palabras clave: emisividad, temperatura, TES, NEM, MMD, pasto seco.

Characterizing emissivity in dry grass with AHS images

Abstract: *Obtaining surface temperature requires knowledge of its emissivity. In complex surfaces and natural conditions this is not possible a priori. There are spectral libraries or simulations, but little fieldwork. In this communication, the work carried out by the Remote-Sensing Systems Area of INTA (Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial) is reviewed to characterize the emissivity of complex natural surfaces such as dry grass. This knowledge is essential in order to optimize the application of TES (Temperature and Emissivity Separation) algorithms, which require a priori hypotheses on the emissivity. The results show a MMD (Maximum-Minimum Difference) for dry grass above 0.03 in the range from 8 to 13 micrometers. The values of MMD obtained also suggest a high maximum emissivity (E_{max}). Therefore, it seems not possible to characterize the dry grass as a gray body, as it is suggested in the literature.*

Keywords: *emissivity, temperature, TES, NEM, MMD, senescent vegetation.*

1. INTRODUCCIÓN

El INTA opera un AHS (*Airborne Hyperspectral Scanner*), sensor hiperespectral aeroportado con capacidad multiespectral térmica (Fernández-Renau et al., 2005). Este sensor está a disposición de la comunidad científica para trabajos de investigación o monitorización medioambiental.

Los productos básicos que se ofrecen a los usuarios de datos AHS son reflectancia, temperatura y emisividad espectral georreferenciadas. Estos productos se calculan tras la corrección atmosférica que se lleva a cabo con la herramienta ATCOR4 (Richter y Schläpfer, 2002).

Para obtener la temperatura y la emisividad es necesario, además de la corrección atmosférica, aplicar un algoritmo de separación Temperatura/Emisividad. El INTA utiliza nominalmente las opciones incluidas en ATCOR4. La elección del algoritmo y su configuración dependen de si el objetivo es la obtención de la emisividad espectral o de la temperatura de la superficie. En este segundo caso basta con que, en la banda espectral utilizada para el cálculo de la temperatura, la emisividad sea lo más exacta posible. Pero algunos algoritmos TES se apoyan en la información de todas las bandas para obtener el resultado; esto ocurre con el *Normalized Emissivity Method* (NEM) y con el TES para ASTER (Gillespie et al., 1998), que utiliza el rango de emisividades relativas a la media (MMD) para determinar la emisividad mínima (E_{min}).

La emisividad espectral de la vegetación se ha medido frecuentemente a nivel de hoja, dando lugar a extensas bibliotecas espectrales, pero mucho menos a nivel de cubierta y en condiciones naturales. Sin embargo, las cubiertas de vegetación senescente pueden mostrar una complejidad difícil de representar en laboratorio, en particular, por el llamado efecto de cavidad, por el que la radiación sufre repetidos rebotes dentro de la cubierta hasta su salida, y la emisividad efectiva es mayor. En French et al. (2000), se discute bajo esta hipótesis la emisividad de vegetación senescente, y se supone que se comporta como un cuerpo gris con valor máximo cercano a 0,98. Sin embargo, el trabajo no da suficientes detalles de la instrumentación y métodos utilizados para obtener estos resultados como para valorarlos o extrapolarlos a otros casos.

Desafortunadamente, los radiómetros térmicos de campo próximo están limitados a unas pocas bandas (caso del CIMEL CLIMAT) o no son adecuados para trabajo en campo (caso de algunos espectrorradiómetros FTIR); además, la determinación de la emisividad exclusivamente a partir de datos de estos equipos vuelve a sufrir la misma indeterminación que al usarse datos remotos.

Como alternativa a las carencias de las medidas en laboratorio o la dificultad de tomarlas en campo, en Jacob et al. (2017) se utiliza el modelo de transferencia radiativa de cubiertas SAIL-Thermique para predecir la emisividad espectral. Pero SAIL- Thermique incluye solo hojas (con diversos valores de LAI –*Leaf Area Index*– y LIDF –*Leaf Inclination Distribution Function*) y suelo desnudo, y la mezcla de material vegetal que representa un pasto seco puede ser mucho más compleja.

Una alternativa es utilizar imágenes multiespectrales térmicas. Por ejemplo, Jiménez-Muñoz et al. (2003) explora la relación entre emisividad, MMD y NDVI en imágenes DAIS; pero se centra en parcelas cultivadas, donde la mezcla de vegetación activa y seca y suelo desnudo es mucho menos compleja.

El objetivo de este trabajo es caracterizar la emisividad espectral del pasto seco a partir de imágenes AHS. Este conocimiento es importante para optimizar la aplicación de algoritmos tipo TES, que requieren hipótesis a priori sobre las superficies. Además, se discute la idoneidad del TES en AHS para la obtención de temperatura en tales superficies.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha trabajado con tres imágenes AHS sobre la zona experimental de Majadas de Tiétar (Cáceres, España), adquiridas por el INTA el 3 de julio de 2015 en el marco del proyecto EUFAR DEHESHYRE. La zona de estudio (Figura 1), objeto de numeroso estudios biofísicos (Pacheco-labrador et al., 2017) es una dehesa dominada por *Quercus ilex* L., con pasto para aprovechamiento ganadero asignado a la asociación *Poa bulbosae-Trifolietum subterranei*. Los suelos mayoritarios son cambisoles dístricos de origen silíceo. En la fecha de adquisición de las imágenes el pasto estaba terminando el ciclo vegetativo anual.

Las bandas térmicas AHS y el nivel de ruido estimado en cada una se muestran en la tabla 1. La banda 80 se descartó para este análisis por su elevado ruido.

Las tres imágenes AHS fueron georreferenciadas y remuestreadas a malla UTM (*Universal Tranverse Mercator*) con un tamaño de píxel de 4 m. El error de corregistro entre imágenes es menor de 1 píxel.

Las imágenes fueron corregidas atmosféricamente con ATCOR4, tomando como vapor de agua (principal variable atmosférica implicada) el estimado a partir de la propia imagen. ATCOR4 generó imágenes de radiancia emitida a nivel del suelo. Una evaluación inicial de la emisividad espectral mostró valores demasiado bajos sobre agua en las bandas más extremas; teniendo en cuenta las limitaciones de ATCOR4 a la hora de calcular la interferencia atmosférica, se realizó un ajuste empírico considerando que la emisividad del agua es 0,98 y que es correcta la temperatura determinada a partir del AHS75 (banda con la mejor relación entre interferencia atmosférica y ruido instrumental). Simultáneamente, se estimaron con MODO (Schläpfer, 2001) los parámetros de la interferencia atmosférica, utilizando la misma configuración que para ATCOR4 (Tabla 3).

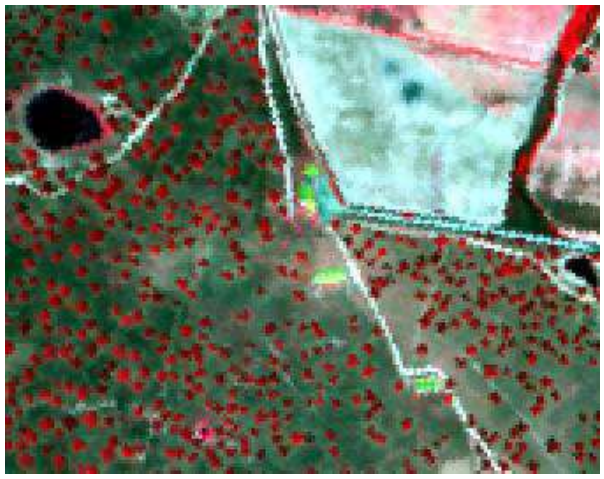


Figura 1. *Imagen en infrarrojo color AHS (julio 2015) de una parte representativa de la zona de estudio (Majadas de Tiétar, Cáceres). Se aprecian las copas de Quercus ilex sobre pasto seco, parcelas de cultivo con suelo desnudo o vegetación, y una balsa ganadera.*

Tabla 1. *Bandas térmicas AHS. El ruido equivalente en temperatura (NEdT) es el promedio de las tres imágenes disponibles.*

Banda	centro (nm)	FWHM (nm)	NEdT (K)
71	8340	444	0,16
72	8800	455	0,14
73	9259	430	0,15
74	9713	441	0,15
75	10162	428	0,15
76	10652	548	0,24
77	11256	525	0,20
78	11825	542	0,22
79	12397	492	0,32
80	12995	547	0,72

A las nuevas imágenes de radiancia a nivel del suelo se les aplicó el algoritmo NEM de ENVI® 5.3 (Harris Geospatial Solutions, Boulder, CO, USA), configurado con emisividad máxima 0,98. Previamente se realizó un análisis de sensibilidad para comprobar que este valor no influye apenas en el MMD obtenido. Para confirmar esta hipótesis, se calculó el MMD medio de la imagen cuando se utiliza el NEM con tres valores diferentes de emisividad máxima ($E_{máx}$ = 0,99; 0,97; 0,95) dentro del rango esperable. Después, se utilizó una expresión de $E_{min}=f(MMD)$ calculada para el AHS y se determinó el E_{min} que correspondería a cada caso.

Finalmente, se creó una imagen de 9 bandas con el promedio de emisividad para las tres imágenes seleccionadas, con el objeto de disminuir la variabilidad debida al ruido instrumental.

A partir de los resultados del NEM se calculó el MMD para todos los píxeles en la zona de estudio, obteniendo su valor medio para cuatro categorías de superficies (Tabla 4): vegetación senescente (sen), vegetación activa (veg), suelos desnudos (bso) y agua(wat).

La selección y asignación de píxeles a las categorías de interés se hizo mediante los siguientes criterios, derivados empíricamente (Figura 2) a partir del NDVI

(*Normalized Difference Vegetation Index*) clásico, el índice GBVI (*Green Brown Vegetation Index*) (Delegido et al., 2015), y la reflectancia a 800 nm (ρNIR):

- sen: GBVI > 0,01; NDVI < 0,25; ρNIR > 7,5%
- veg: NDVI > 0,7
- bso: (-1 < GBVI < 0); NDVI < 0,2; ρNIR > 7,5%
- wat: ρNIR < 7,5%

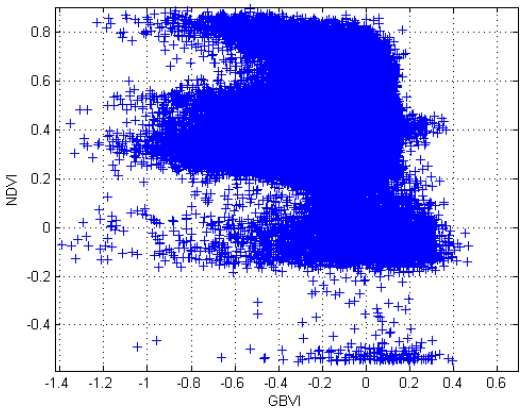


Figura 2. *Distribución en el plano GBVI-NDVI de los valores de todos los píxeles en la zona de estudio.*

Hay que recalcar que con la metodología descrita, los resultados no pueden tomarse como emisividad absoluta, pero sí es posible observar la forma de la emisividad espectral para el pasto seco.

Para validar los resultados, comparamos el MMD obtenido con el de superficies bien conocidas como agua y vegetación activa y densa. Además, se usó como referencia externa las emisividades para hierba seca (*dry grass*) de las bibliotecas espectrales de ASTER y de MODIS, aun considerando sus limitaciones ya expuestas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 2 muestra el resultado del estudio de sensibilidad sobre el MMD: su valor es poco sensible a la emisividad máxima elegida, de manera que la E_{min} obtenida del MMD muestra una variación pequeña, mucho menor que la de $E_{máx}$. Esto garantiza que el análisis de MMD aquí presentado no va a estar influido significativamente por la $E_{máx}$ elegida *a priori*.

La tabla 3 muestra el valor de MMD para cada una de las clases de interés, cuando $E_{máx}$ = 0,98.

Tabla 2. *Efecto de la $E_{máx}$ definida a priori en MMD y E_{min} (según modelo exponencial) cuando la emisividad es estimada con ENVI-NEM.*

$E_{máx}$ NEM	MMD	E_{min} estimado
0,99	0,0356	0,941
0,97	0,0337	0,944
0,95	0,0334	0,945

Tabla 3. *MMD medio por clase y número de píxeles que conforman cada clase en el análisis global.*

Clase	nº píxeles	MMD global
sen	12919	0,036
veg	10910	0,014
bso	5058	0,049
wat	6717	0,011

La figura 3 muestra la curva espectral promedio de las clases vegetación seca y activa, comparándola con la disponible en bibliotecas espectrales.

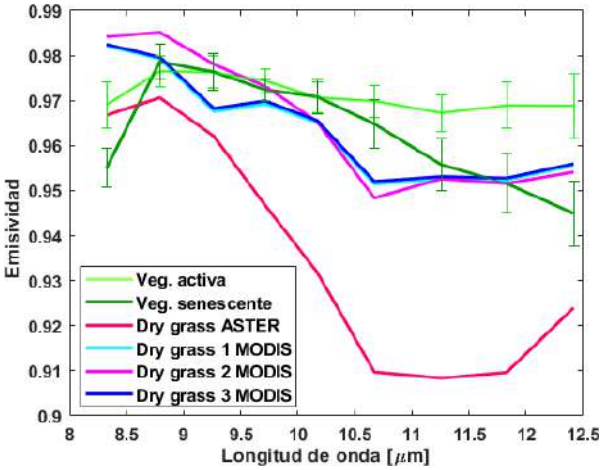


Figura 3. *Espectros de vegetación activa y senescente según ENVI-NEM ($E_{máx}$ 0,98) en la imagen AHS y espectros de hierba senescente según las librerías espectrales de ASTER y MODIS.*

En primer lugar, es patente que el pasto seco se comporta diferentemente a la vegetación activa, y no puede considerarse un cuerpo gris como esta. Este contraste es mayor que el reportado por French et al. (2000) para vegetación senescente (0,015), pero similar al de Jiménez-Muñoz et al. (2003). En segundo lugar, la curva indica que la influencia de la irradiancia atmosférica incidente se incrementa con la longitud de onda. Dada la incertidumbre generalmente asociada a esa magnitud, se podría pensar en elegir la banda 72 para la determinación de temperatura en ATCOR4. Pero al considerar valores estimados de irradiancia (Tabla 4), se confirma que la banda 75 utilizada da un valor similar del término *(1-emisividad) · Lsky*.

Tabla 4. *Valores de transmisividad atmosférica (trans), radiancia atmosférica hacia el sensor (Lpath) y hacia el suelo (Lsky), estimados con MODO para la fecha de estudio.*

Banda	centro (μm)	Lpath W/(m² sr μm)	trans (%)	Lsky W/(m² sr μm)
71	8,34	1,76	77	2,91
72	8,80	1,00	87	1,87
73	9,26	0,87	89	2,23
74	9,71	0,81	90	2,84
75	10,16	0,58	93	1,56
76	10,65	0,66	92	1,42
77	11,26	0,75	90	1,50
78	11,83	0,95	86	1,81
79	12,40	1,66	78	2,80

Hay que destacar el poco contraste en suelos desnudos frente a los valores esperados (0,055 en French et al., 2000). Esto puede deberse a la variabilidad en la emisividad del suelo en función de su mineralogía, pero también a que el NEM de ENVI no considera el término *(1-emisividad) · Lsky*, lo que tiende a disminuir el contraste para superficies de alto MMD.

4. CONCLUSIONES

Los resultados indican que el pasto seco muestra en el caso de Majadas un contraste de emisividad por encima de 0,03, algo lejos del comportamiento como cuerpo gris que se encuentra en algunas publicaciones. La curva de emisividad obtenida es similar a las disponibles para vegetación senescente, pero con un menor descenso hacia longitudes de onda mayores, lo que puede confirmar el efecto de cavidad.

Como consecuencia de su alto MMD, un algoritmo tipo ASTER-TES puede ser interesante en vegetación herbácea senescente. Pero para aplicarlo rigurosamente deben incluirse medidas en campo en la construcción del modelo $E_{min}=f(MMD)$, ya que los valores teóricos o simulados pueden no representar adecuadamente esa relación.

Finalmente, la curva de emisividad promedio obtenida para el pasto seco y los parámetros de interferencia atmosférica confirman que las bandas AHS 72 y 75 minimizan la incertidumbre en la estimación de la temperatura, aunque con diferencias pequeñas frente a otras bandas posibles como 73 y 74.

5. AGRADECIMIENTOS

Las imágenes utilizadas en este trabajo fueron adquiridas y procesadas por el INTA en el marco del proyecto DEHESHYRE, financiado por el programa EUFAR2 (www.eufar.net). Los investigadores responsables de DEHESHYRE son Mirco Migliavacca (Max Plank Institute for Biogeochemistry) y M. Pilar Martín (IEGD-CSIC). Agradecemos particularmente a M. Pilar Martín la motivación para realizar este trabajo.

6. BIBLIOGRAFÍA

Andreu, A., Kustas, W.P., Polo, M.J., Carrara, A. y González-Dugo, M.P. 2018. Modeling Surface Energy Fluxes over a Dehesa (Oak Savanna) Ecosystem Using a Thermal Based Two-Source Energy Balance Model (TSEB) I. Remote Sensing, 10, 567.

Delegido, J., Verrelst, J., Rivera, J.P., Ruiz-Verdú, A. y Moreno, J. 2015. Brown and green LAI mapping through spectral indices. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 35, Part B,350-358.

Fernández-Renau A, Gómez, J.A., De Miguel, E. 2005. The INTA AHS system. In Sensors, Systems, and Next-Generation Satellites IX, Proceedings of the SPIE 5978, pp. 471-478. Ed. by R. Meynart, S.P. Neeck and H. Shimoda. Bruges, Belgium.

French, A.N., Schmugge, T.J., Kustas, W. 2000. Discrimination of Senescent Vegetation Using Thermal Emissivity Contrast. Remote Sensing of Environment, 74, 249-254.

Gillespie, A., Rokugawa, S., Matsunaga, T., Cothern J.S., Hook, S., Kahle A.B. 1998. A Temperature and Emissivity Separation Algorithm for Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER) Images. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing,vol. 36, no. 4, 1113-1126.

Jacob, F., Lesaignoux, A., Olioso, A., Weiss, M., Caillault, K., Jacquemoud, S., Nerry, F., French, A., Schmugge, T., Briottet, X., Lagouarde, J.P. 2017. Reassessment of the temperature-emissivity separation from multispectral thermal infrared data: introducing the impact of vegetation canopy by simulating the cavity effect with the SAIL-Thermique model. Remote Sensing of Environment, 198,160-172.

Jiménez-Muñoz, J.C., Sobrino, J.A., Gillespie, A., Sabol, D. 2003. Separación emisividad/temperatura a partir de datos DAIS y aplicación del contraste espectral para discriminar distintos tipos de vegetación. Revista de Teledetección, 19, 51-58

Pacheco-Labrador, J., El-Madany, T.S., Martín, M.P., Migliavacca, M., Rossini, M., Carrara, A., Zarco-Tejada, P.J. 2017. Spatio-Temporal Relationships between Optical Information and Carbon Fluxes in a Mediterranean Tree-Grass Ecosystem. Remote Sensing, 9,608.

Richter, R., Schläpfer, D. 2002. Geo-Atmospheric Processing of Airborne Imaging Spectrometry Data, Part 2: Atmospheric/Topographic Correction. International Journal of Remote Sensing, vol. 23, no. 13, 2631-2649.

Schläpfer, D. 2001. MODO: An Interface to MODTRAN for the Simulation of Imaging Spectrometry At-Sensor Signals. 10th Ann. JPL Airborne Earth Science Workshop Proc., JPL, Pasadena. http://www.rese.ch.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 291-294. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Evaluación de la técnica de corrección atmosférica SBAC aplicada a Landsat 8-TIRS empleando medidas de LST en la zona de Barrax

Galve, J.M.[(1)], Sánchez, J.M.[(1)], Villodre, J.[(1)], González-Piqueras, J.[(1)], Coll, C.[(2)], Calera, A.[(1)]
[(1)] Universidad de Castilla-La Mancha, Instituto de Desarrollo Regional, Campus Universitario s/n, 02017 Albacete, España. joanmiquel.galve@uclm.es
[(2)] Departamento de Física de la Tierra y Termodinámica, Universitat de València, C/ Dr. Moliner 50, 46100 Burjassot, España.

Resumen: El control de la temperatura de la superficie terrestre (LST) desde teledetección desde satélite juega un papel clave en aplicaciones climáticas, ambientales, hidrológicas y agrícolas. Recientemente se ha presentado una herramienta de corrección atmosférica mono canal (SBAC), aplicada y testada con imágenes Landsat7/ETM+. SBAC proporciona los parámetros necesarios para la corrección atmosférica píxel a píxel independientemente del tamaño de estos utilizando perfiles atmosféricos de los productos de reanálisis de los Centros Nacionales de Predicción Ambiental (NCEP), y teniendo en cuenta también la elevación de cada píxel a través de un modelo digital de elevación (DEM). En este trabajo se muestra la aplicación de SBAC a imágenes Landsat 8/TIRS, ya que todavía no hay disponible ningún producto LST operativo. En el verano de 2018 se llevó a cabo un nuevo experimento cubriendo diferentes variedades de cultivos y condiciones de superficie en la zona de Barrax, (39°03'35' N, 2°06' W) de forma coincidente con las pasadas de L8/TIRS. Las temperaturas del suelo se midieron utilizando un conjunto de radiómetros de infrarrojo térmico portátiles (IRT) Apogee MI-210. Los resultados muestran diferencias dentro de ±3,5 K para todos los casos. Los resultados promedio para SBAC muestran un pequeño sesgo (–0,8 K)y una desviación estándar (±1,3 K), lo que arroja un RMSE de ±1,5 K. Finalmente, se establece una comparación con los resultados obtenidos utilizando la herramienta ACP de la NASA aplicada en las coordenadas centrales de la zona de "Las Tiesas". Se obtuvo una desviación estándar similar (±1,4 K), con un sesgo mayor, cercano a –1,5 K en este caso, y un RMSE resultante de ±2,0 K. Estos resultados refuerzan el potencial de SBAC para la corrección atmosférica operativa píxel a píxel de imágenes completas Landsat 8/TIRS.

Palabras clave: LST, corrección atmosférica en el térmico, SBAC, Landsat-8/TIRS.

Assessment of the SBAC atmospheric correction technique applied to Landsat 8-TIRS from ground LST measurements in the Barrax test site

Abstract: *Monitoring Land Surface Temperature (LST) from satellite remote sensing plays a key role in climatic, environmental, hydrological and agricultural applications. A Single Band Atmospheric Correction (SBAC) tool was recently introduced and tested with Landsat 7/ETM+. SBAC provides pixel-by-pixel atmospheric correction parameters regardless of the pixel size using atmospheric profiles from National Centers of Environmental Prediction (NCEP) reanalysis products as inputs, accounting also for the pixel elevation through a Digital Elevation Model (DEM). This work deals now with the assessment of SBAC applied to Landsat 8/TIRS data since no operational LST product is still available. A new experiment was conducted in summer 2018, covering a variety of crops and surface conditions in the Barrax test site, Spain (39°03'35" N, 2°06' W) concurrent to L8/TIRS overpasses. Ground temperatures were measured using a set of hand-held infrared radiometers (IRTs) Apogee MI-210. Results show differences within ±3.5 K for all cases. Average results for SBAC show small bias (–0.8 K) and standard deviation (±1.3 K), yielding a RMSE of ±1.5 K. Finally, a comparison is stablished with results obtained using the NASA Atmospheric Correction Parameter Calculator tool (ACP) applied to the center of " Las Tiesas" site coordinates. A similar standard deviation (±1.4 K) was obtained, with a larger bias, close to –1.5 K in this case, and a resulting RMSE of ±2.0 K. These results reinforce the potential of SBAC for the operational pixel-by-pixel atmospheric correction of full Landsat 8/TIRS images.*

Keywords: *LST, thermal atmospheric correction, SBAC, Landsat 8-TIRS.*

1. INTRODUCCIÓN

La temperatura de la superficie del suelo (LST, por sus siglas en inglés) es un parámetro clave en la comprensión de los intercambios energéticos y de agua en el sistema suelo-vegetación-atmósfera. La aplicación operativa de datos de infrarrojo térmico con fines hidrológicos o agronómicos requiere sensores de resolución espacial media-alta. La serie histórica de Landsat ha logrado proporcionar datos de LST precisos durante los últimos 40 años, con una resolución espacial que oscila entre 60 y 120 m, utilizando algoritmos de corrección atmosférica monocanal. Estos algoritmos se basan en la ecuación de transferencia radiativa y necesitan una estimación de la estructura atmosférica, es decir, los perfiles de vapor de agua y temperatura del aire, para derivar los parámetros de corrección atmosférica.

La validez de estos parámetros disminuye considerablemente con la distancia y el intervalo de tiempo transcurrido entre la adquisición del perfil atmosférico y el paso del sensor. NASA proporciona

una herramienta para calcularlos (ACP disponible en http://atmcorr.gsfc.nasa.gov, Barsi et al., 2003) en cualquier coordenada e instante desde 1999. ACP proporciona los perfiles atmosféricos sobre un píxel específico en un momento dado mediante la interpolación temporal y espacial de los perfiles extraídos de los productos de reanálisis del Centro Nacional de Predicción Ambiental (NCEP, Klnay et al., 1996). Los perfiles atmosféricos locales se utilizan luego como entrada en el código de transferencia radiativa MODTRAN 4 para obtener los parámetros de corrección atmosférica para la banda 6 de Landsat 5/TM, Landsat 7/ETM+ o la banda 10 de Landsat 8/TIRS. Coll et al. (2010) validaron la herramienta ACP con medidas *in situ* sobre campos de arroz en siete casos durante los veranos de 2004-2007, mostrando una incertidumbre cercana a ±1 K.

Recientemente, Galve et al. (2018) presentaron una nueva herramienta de corrección atmosférica (SBAC) aplicada a Landsat 7/ETM+. La herramienta SBAC se validó en zonas de Barrax y Valencia, mostrando prácticamente ningún sesgo (–0,1 K) y un RMSE de ±1,6 K. Estos resultados mostraron el buen funcionamiento de SBAC, incluso mejorando a los obtenidos a través de la herramienta ACP (Galve et al., 2018).

El objetivo de este trabajo es adaptar ahora la herramienta SBAC a los datos de imágenes Landsat 8/TIRS, así como comparar los resultados obtenidos con los proporcionados por el ACP aplicado a las coordenadas centrales de la zona de "Las Tiesas". Se utilizaron medidas *in situ* de LST coincidentes con 5 pasadas de Landsat 8. Los transectos de temperaturas radiométricas cubrieron una variedad de superficies dentro de la finca experimental de "Las Tiesas" (Albacete, España), durante el verano de 2018, obteniendo un conjunto total de 28 puntos de validación.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El sensor térmico infrarrojo (TIRS) a bordo de la plataforma Landsat 8 es el sucesor de Landsat 7/ETM+ (afectado por la falla de SLC desde 2003). Landsat 8/TIRS proporciona datos térmicos con una resolución espacial de 100 m en dos canales espectrales (10 y 11). Este trabajo se centra en el uso de la banda 10.

La radiancia medida en la banda 10 (L_{10}) de Landsat 8/TIRS se puede escribir como:

$$L_{10} = \tau_{10} (\varepsilon_{10} B_{10}(T) + (1-\varepsilon_{10}) L^{\downarrow}_{10}) + L^{\uparrow}_{10} \quad (1)$$

donde ε_{10} es la emisividad de la superficie de banda estrecha, $B_{10}(T)$ es la radiancia emitida por un cuerpo negro a una temperatura T (función de Planck) y τ_{10}, $L^{\downarrow}_{10}$ y $L^{\uparrow}_{10}$ son los parámetros de corrección atmosférica (transmisividad atmosférica, radiancia descendente y radiancia ascendente, respectivamente). Considerando una superficie de Lambert, la radiancia descendente se considera comola irradiancia hemisférica procedente de la atmósfera hacia la superficie dividida por π ($L^{\downarrow}_{10} = F^{sky}_{10}/\pi$). La radiancia equivalente del cuerpo negro emitido por la superficie se puede estimar a partir de la ecuación (1) como:

$$B_{10}(T) = \left(\frac{L_{10} - L^{\uparrow}_{10}}{\tau_{10}} - (1 - \varepsilon_{10}) L^{\downarrow}_{10} \right) \Big/ \varepsilon_{10} \quad (2)$$

e invirtiendo la función de Planck utilizando los coeficientes adaptados a la banda 10 de TIRS, la temperatura de la superficie se puede derivar como:

$$T = \frac{1321{,}08}{Ln\left(\frac{774{,}885}{B_{10}(T)} + 1 \right)} \quad (3)$$

Los valores de emisividad de la superficie para la banda 10 se estiman utilizando una metodología basada en el NDVI (Valor y Caselles, 2005).

Los parámetros de corrección atmosférica se han obtenido tradicionalmente utilizando un modelo de transferencia radiativa. Este modelo necesita como entrada una estimación del perfil atmosférico (temperatura y humedad) sobre el sitio, en el instante de paso del sensor. Con este objetivo, la herramienta ACP utiliza el producto de reanálisis NCEP, que proporciona perfiles atmosféricos cada 6 h desde 1999. La herramienta ACP interpola esos perfiles tanto espacial como temporalmente sobre las coordenadas y la hora deseadas utilizando los 4 nodos más cercanos. Estos perfiles se utilizan como entradas en el código de transferencia radiativa MODTRAN-4 y los resultados se combinan con la función de respuesta espectral de la banda 10.

Sin embargo, la herramienta SBAC proporciona cada uno de los parámetros de corrección atmosférica píxel a píxel para una escena completa Landsat 8 / TIRS, en función de la elevación de cada píxel de acuerdo con un modelo digital de elevación (DEM). En este trabajo, se utilizó el modelo DEM de ASTER con resolución espacial de 30 m, proporcionado por LP DAAC (http://lpdaac.usgs.gov).

SBAC construye una cuadrícula tridimensional para cada parámetro de corrección atmosférica como se muestra en la figura 1.

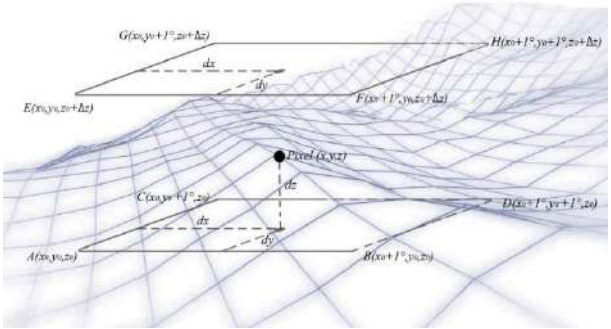


Figura 1. *Esquema de la cuadrícula tridimensional definida por el método SBAC. A-D son los nodos de 1×1° en la altitud z0 y E-H son los nodos de 1×1° en la altitud z0 + Δz (adaptado de Galve et al., 2018, Figura 1).*

Los perfiles atmosféricos NCEP para cada nodo se modificaron para ajustarlos a 13 niveles de altitud diferentes que cubren de 0 a 5000 m sobre el nivel del mar (Galve et al., 2018). Estos perfiles se utilizaron como entradas del código de transferencia radiativa MODTRAN 5.2 (Berk et al., 2011) y los valores espectrales de los parámetros de corrección atmosférica se integraron a la banda 10 de Landsat-8/TIRS utilizando su función de respuesta espectral. Los parámetros de corrección atmosférica se obtuvieron para cada nodo (A-H) en la figura 1 mediante interpolación lineal entre los dos tiempos más cercanos.

Para un píxel específico dado por sus coordenadas (x,y) y elevación (z), el método SBAC selecciona los cuatro nodos 1×1° y los dos tiempos más cercanos para extraer los parámetros de corrección atmosférica mediante una interpolación lineal en el tiempo, una interpolación ponderada con la inversa de la distancia al cuadrado entre nodos en la misma elevación (AD y EH) y finalmente una interpolación lineal entre los dos niveles de altitud más cercanos (Galve et al., 2018). La Figura 2 muestra el mapa de transmisividad obtenido siguiendo el método SBAC.

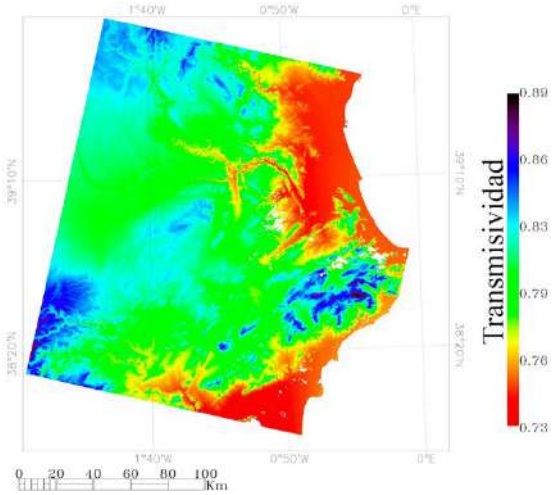


Figura 2. *Mapa de transmitancia derivado de SBAC correspondiente a la banda 10 de Landsat 8/TIRS para la escena 199/33 del 15 de junio de 2018.*

La validación *in situ* de LST requiere medidas coincidentes con el paso del sensor sobre una superficie térmicamente homogénea. Las medidas de LST se tomaron en la finca experimental "Las Tiesas", en el centro de España (39°03'0,35" N, 2°6' W, 640 msnm), durante el verano de 2018.

Las medidas de LST *in situ* (T_g) se registraron en una variedad de campos de cultivo (cebada, viñedo, maíz, ajo, adormidera, trigo, cebada y suelo desnudo) coincidentes con cinco escenas de Landsat-8/TIRS. En la figura 3 se muestra una descripción general del área de estudio y los campos de cultivo. La extensión de todas las parcelas seleccionadas es >4 ha, lo que garantiza un mínimo de 2×2 píxeles Landsat dentro de cada parcela.



Zona	Cultivo
A	Viñedo
B	Adormidera
C	Ajo
D	Ajo
E	Suelo desnudo
F	Trigo
G	Cebada Regadio
H	Cebada Secano
I	Suelo desnudo

Figura 3*. Composición en falso color RGB (6,4,5) para la escena Landsat 8/OLI 199/33 del 15 de junio de 2018. Las áreas de validación y sus cultivos correspondientes están etiquetadas(A-I).*

Las temperaturas se midieron utilizando cuatro radiómetros de infrarrojos portátiles (IRT) Apogee MI-210. Estos radiómetros son de banda ancha (8-14 µm), con una precisión de ±0,3 K y un campo de visión de 22°. En los cultivos dispersos (viñedos), se llevó especial cuidado en las mediciones, considerando la contribución del suelo y de la planta para proporcionar valores representativos de LST a nivel de píxel.

La zona de "Las Tiesas" se encuentra dentro del área superpuesta entre los *tiles* Landsat 8 WRS 200/33 y WRS 199/33 (*path/row*).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las medidas de LST en superficie se tomaron solo en condiciones de cielo despejado. Los radiómetros se transportaron a través de transectos midiendo en nadir, a una altura de 1,5 a 2 m sobre el suelo. Las temperaturas se registraron a una velocidad de 5 a 10 medidas/min, cubriendo distancias de 30 a 50 m/min y varias hectáreas en total. Se calcularon promedios de diez minutos centrados en la hora de paso del satélite. Las temperaturas radiométricas se corrigieron a partir de los efectos atmosféricos y de emisividad. La radiancia del cielo descendente se midió con cada radiómetro y los datos de emisividad se obtuvieron a través del procedimiento de Separación de Temperatura-Emisividad (TES) (Guillespie et al., 1998) aplicado a las medidas de radiancia térmica utilizando un radiómetro multibanda CIMEL CE 312-2 (Sánchez et al., 2011, Coll et al., 2019). Se usaron los valores de emisividad de la banda ancha CE-312-2 (8-13 µm) ya que es similar a la de los radiómetros Apogee empleados.

La Figura 4 muestra los valores de LST obtenidos de los datos Landsat-8/TIR utilizando los parámetros de corrección atmosférica ACP y SBAC en comparación con la temperatura medida en superficie, T_s.

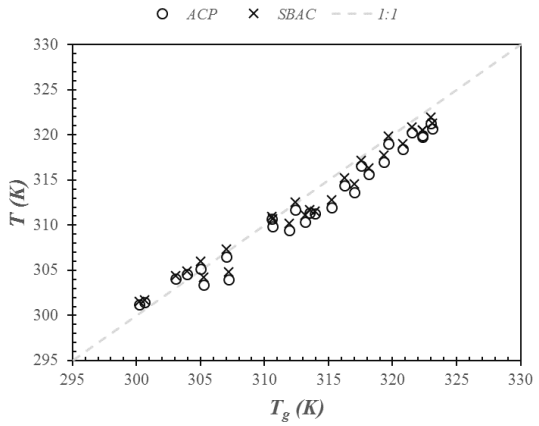


Figura 4. *Temperatura de la superficie terrestre (T) obtenida a partir de los datos de la banda 10 del Landsat-8/TIRS aplicando los parámetros de corrección atmosférica derivados de los procedimientos ACP (círculos) y SBAC (cruces), frente a las medidas en superficie (T_g). El acuerdo perfecto está marcado con la línea 1:1.*

Ambos métodos muestran una subestimación en LST, más evidente para ACP (–1,5 K) en comparación con SBAC (–0,8 K). La desviación estándar es bastante similar en ambos casos (<±1,4 K). La mayor subestimación sistemática observada con ACP puede deberse a la

elevación del área de validación, que no está bien definida por esta herramienta. Los resultados obtenidos muestran el potencial de SBAC como una herramienta operativa para proporcionar valores precisos de LST.

4. CONCLUSIONES

Una buena corrección atmosférica de los datos de infrarrojo térmico de sensores monocanal está fuertemente restringida por un buen conocimiento de los perfiles atmosféricos locales. La validez de los parámetros de corrección atmosférica disminuye con el desfase temporal entre el tiempo de estimación y el instante de paso del satélite, pero también con la distancia entre el área de estudio y las coordenadas para las que se calcularon. Esto es especialmente crítico en áreas con marcados contrastes en la orografía. La herramienta SBAC se introdujo para calcular parámetros de corrección atmosférica distribuidos espacialmente, en lugar de valores fijos para la escena completa proporcionados por las estimaciones tradicionales deACP.

Los resultados de este trabajo muestran una incertidumbre inferior a ±2 K en la estimación LST a partir de imágenes Landsat-8/TIRS, utilizando ambas herramientas ACP y SBAC sobre una gran variedad de condiciones superficiales. La comparación con medidas de LST en superficie muestra resultados ligeramente mejores a través de SBAC (sesgo –0,8 K y RMSE de ±1,5 K). ACP subestima la LST en 1,5 K debido a la incertidumbre en la determinación de la elevación de la superficie, lo que arroja un RMSE más alto de ±2 K.

Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Galve et al. (2018) utilizando Landsat-7/EMT+, y refuerza el potencial de SBAC como herramienta para la corrección atmosférica en el infrarrojo térmico.

5. AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad de España, junto con fondos FEDER (proyecto CGL2016-80609-R), la Consejería de Educación y Ciencia de la Junta de Comunidades de Castilla - La Mancha (proyecto SBPLY/17/180501/000357), y el contrato de investigación Juan La Cierva del Dr. Galve (FJCI-2015-24876). Agradecemos a ITAP-FUNDESCAM y al Grupo de Teledetección Térmica de la Universidad de Valencia el apoyo logístico prestado en las campañas experimentales.

6. BIBLIOGRAFÍA

Barsi, J.A., Barker J.L. y Schott J.R.. 2003. An Atmospheric Correction Parameter Calculator for a Single Thermal Band Earth-Sensing Instrument. IGARSS03, 21-25 July, Centre de Congres Pierre Baudis, Toulouse, France.

Berk,A., Anderson, G.P., Acharya, P.K. y Shettle, E.P. 2011. MODTRAN 5.2.1 User's Manual; Spectral Sciences, Inc.: Burlington, MA, USA.

Coll C., Galve J.M., Sanchez J. M., Caselles V. 2010. Validation of Landsat-7/ETM+ thermal-band calibration and atmospheric correction with ground-based measurements, IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.,vol.48,no.1,pp.547-555, Jan.

Coll C., Valor E., Perez-Planelles Ll., Galve J., Puchades J., García-Santos V., Theocharous E., Niclòs R. 2019. Laboratory calibration and field measurement of land surface temperature and emissivity using thermal infrared multiband radiometers, Int. J. Appl Earth Obs Geoinformation 78, 227-239.

Galve J.M., Sánchez J.M., Coll C., Villodre J. 2018. A New Single-Band Pixel-by-Pixel Atmospheric Correction Method to Improve the Accuracy in Remote Sensing Estimates of LST. Application to Landsat 7-ETM+. Remote Sensing, 10, 826, doi:10.3390/rs10060826.

Gillespie, A.R., Matsunaga, T., Rokugawa, S., Hook, S.J. 1998. Temperature and emissivity separation from Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER) images. IEEE Trans. Geosci. Remote Sens., 36, 1113–1125.

Kalnay E., Kanamitsu M., Kistler R., Collins W, Deaven D., Gandin L., Iredell M., Saha S., White G., Woollen J., Zhu Y., Chelliah M., Ebissuzaki W., Higgins W., Janowiak J., Mo K. C., Ropelewski C., Wang J., Leetmaa A., Reynolds R., Jenne R., Joseph D. 1996.The NCEP/NCAR 40 year reanalysis project. Bull. Amer. Meteorol. Soc., vol. 77, no. 3, pp. 437– 471, Mar.

Landsat user's guide https://landsat.usgs.gov/sites/default/files/documents/Landsat8DataUsersHandbook.pdf

Sánchez, J.M., French, A.N., Mira, M., Hunsaker, D.J., Thorp, K.R., Valor, E., Caselles, V. 2011. Thermal infrared emissivity dependence on soil moisture in field conditions. IEEE Trans. Geosci. Remote Sens. 49, 4652–4659.

Valor, E., Caselles, V. 2005. Validation of the vegetation cover method for land surface emissivity estimation. In Recent Research Developments in Thermal Remote Sensing; Research Singpost: Kerala, India, pp.1–20.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 295-298. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Índice de evaluación global de la segmentación de imágenes de teledetección

Peña, J.M.[(1)], Torres-Rojas, D.[(2)], DeGloria, S.[(2)], Dorado, J.[(1)], Lehmann, J.[(2,3)]
[(1)] Instituto de Ciencias Agrarias - CSIC, C/ Serrano, 115-B, 28006 Madrid, España. jmpena@ica.csic.es
[(2)] Soil and Crop Sciences Dept., Cornell University, 14853 Ithaca NY, Estados Unidos.
[(3)] Atkinson Center for a Sustainable Future, Cornell University, 14853 Ithaca NY, Estados Unidos.

Resumen: La segmentación de imágenes es un proceso necesario previo a la clasificación en la metodología de análisis de imágenes basado en objetos (OBIA, por sus siglas en inglés) y, por tanto, su calidad influye necesariamente en la exactitud global del procedimiento OBIA aplicado. En este trabajo se presenta un nuevo método para evaluar la precisión de cualquier segmentación en base a un nuevo "índice de evaluación global de la segmentación" (IEGS) que, a su vez, permite determinar los parámetros de segmentación que se adaptan mejor a un conjunto de objetos de referencia. El procedimiento se desarrolló en imágenes de satélite WorldView-2 de una zona agrícola con una amplia diversidad de usos de suelo y se centró en el algoritmo de segmentación multiresolución. En comparación con investigaciones anteriores, el procedimiento es válido en segmentaciones de tamaño homogéneo y heterogéneo, ya que combina métricos de congruencia geométrica, topológica y aritmética en el IEGS y evalúa el impacto de cada parámetro de segmentación (es decir, escala, forma y compacidad) tanto a nivel de objetos individuales como de la imagen segmentada completa. Los parámetros óptimos de segmentación se seleccionaron de acuerdo con el valor máximo alcanzado por IEGS. En la zona estudiada, ISAI alcanzó un valor de 0,81 para el escenario global que incluía tanto objetos pequeños (47 m^2 en promedio) como grandes (1157 m^2 en promedio). El análisis de los parámetros de segmentación mostró que la escala y la forma impactan significativamente en las métricas de congruencia propuestas ($p<0,0001$), pero no así el parámetro de compacidad.

Palabras clave: Análisis de Imágenes Basado en Objetos (OBIA), segmentación multiresolución, satélite WorldView-2, métricos de congruencia, escala.

An overall segmentation assessment index of remote sensing images

Abstract: *Image segmentation is a key phase prior to classification in object-based image analysis (OBIA) and therefore its quality necessarily impacts overall accuracy of the OBIA procedure. This paper presents an innovative method to evaluate segmentation accuracy based on a "overall segmentation assessment index" (OSAI), which makes also possible to determine optimal segmentation parameters for a set of reference objects. The procedure was developed in WorldView-2 satellite images of a complex agricultural environment with a wide diversity of land uses and focused on the multiresolution segmentation algorithm. Compared to previous research, the procedure is valid for homogeneous and heterogeneous sized segmentations as it combines geometric, topological and arithmetic congruence metrics in OSAI and evaluates the impact of each segmentation parameter (i.e. scale, shape and compactness) both at the level of individual objects and the entire segmented image. The optimal segmentation parameters were selected according to the maximum value reached by OSAI. In the study area, OSAI reached a value of 0.81 for the global scenario that included both small objects (47 m^2 on average) and large objects (1157 m^2 on average). Analysis of the segmentation parameters showed that scale and shape significantly impact the proposed congruence metrics ($p<0.0001$), but not the compactness parameter.*

Keywords: *Object-Based Image Analysis (OBIA), multiresolution segmentation, WorldView-2 satellite, congruence metrics, scale.*

1. INTRODUCCIÓN

La segmentación de imágenes de teledetección se basa en un conjunto de parámetros que consideran la heterogeneidad de los elementos presentes en la imagen y determinan los objetos segmentados siguiendo criterios de tamaño, color y forma. Entre los diferentes métodos de segmentación disponibles, el algoritmo de segmentación multiresolución (MRS, por sus siglas en inglés) segmenta una imagen fusionando objetos de imagen adyacentes que comparten características espaciales y espectrales homogéneas (Blaschke, 2010). Escala, forma (emparejada con color) y compacidad (emparejada con suavidad) son los parámetros que controlan MRS y determinan las características finales de los objetos segmentados. Dada la multitud de combinaciones de parámetros posibles, es complicado aplicar una evaluación empírica rigurosa para seleccionar los valores que producen un resultado óptimo de segmentación (Peña-Barragán et al., 2011), así que diversos estudios consideran sólo el efecto de la escala sobre la calidad de la segmentación, ya que es el principal parámetro que controla el tamaño de los objetos (Drăguţ et al., 2014). Sin embargo, se ha estudiado muy poco sobre los efectos de la forma y la compacidad en la calidad de la segmentación (Zhang et al., 2015).

Varios estudios han propuesto diversos métricos y su combinación para evaluar los resultados de una segmentación (Clinton et al., 2010; Liu et al., 2012), sin embargo, no existen investigaciones que evalúen, por un lado, el impacto individual de los parámetros de segmentación en cada métrico y, por otro, el impacto individual

de cada métrico en la precisión global de la segmentación. Por tanto, en este estudio se abordaron ambas cuestiones mediante el desarrollo de un procedimiento novedoso, basado en métricos de congruencia geométrica, topológica y aritmética, con capacidad para cuantificar la calidad de una segmentación tanto a nivel de objetos individuales como de toda la imagen segmentada. Los objetivos específicos fueron: 1) definir un "índice de evaluación global de la segmentación" (IEGS) que combine todas los métricos locales y globales en un único valor de exactitud, y 2) evaluar el impacto de los parámetros de escala, forma y compacidad en el resultado de la segmentación y en los métricos propuestos.

El procedimiento consistió en cuatro fases principales: 1) Generación de objetos de referencia, 2) Segmentación de la imagen mediante la aplicación del algoritmo MRS con todas las combinaciones posibles de los valores de los parámetros escala, forma y compacidad dentro de un rango adaptado a las dimensiones de la imagen, 3) Cálculo de los métricos de congruencia y el IEGS entre los objetos de referencia y los objetos segmentados, 4) Evaluación del impacto de los resultados de la segmentación y selección de parámetros óptimos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Segmentación de imágenes y generación de objetos de referencia

Se aplicó el algoritmo de segmentación MRS con el software eCognition Developer 9.0 (Trimble Geospatial, Munich, Alemania) de una imagen del satélite WorldView-2 (WV-2) adquirida sobre una región agroforestal de aproximadamente 100 km^2 situada en la cuenca del río Yala en Kenia occidental. Se generaron 2349 segmentaciones diferentes basadas en las posibles combinaciones de los parámetros de escala, forma y compacidad. La escala se evaluó entre 2-30 y 35-100 en intervalos de incremento de 2 y 5, respectivamente, mientras que la forma y la compacidad se evaluaron de 0,1 a 0,9 con incrementos de 0,1.

El resultado de cada segmentación se comparó con una capa de objetos de referencia. La capa de referencia fue creada en el software ArcGIS 10.3.1 (ESRI Inc., Redlands, CA, EUA) mediante la vectorización manual de polígonos verdad-terreno correspondientes a diversos usos de suelo observados en la imagen WV-2, dando lugar a 2397 polígonos en total que se agruparon según su tamaño medio en objetos pequeños (edificios, sombras y árboles individuales) y objetos grandes (pastizal, maíz, plantación de té, arbustos, suelo desnudo y agua). La clase de cada polígono se confirmó mediante visitas sobre el terreno (Tabla 1).

Tabla 1. *Datos descriptivos de los objetos de referencia por tamaño de objeto y uso de suelo.*

Uso de suelo	Número	Área (m2)			
		mín	máx	media	SD
Objetos pequeños					
Sombra	764	2.11	870.44	55.11	81.53
Árboles	203	2.32	55.22	27.18	14.36
Edificios	355	5.22	300.99	43.87	28.02
Objetos grandes					
Pastizal	181	8.36	2757.62	402.81	527.24
Suelo desnudo	187	10.08	2683.93	316.58	450.69
Maíz	320	18.53	15516.37	1258.29	1390.85
Arbustos	371	55.39	6135.14	427.04	690.53
Plantación de té	12	169.04	4637.24	874.58	1214.09
Agua	4	597.45	5122.73	2968.14	2045.72

2.2. Índice de evaluación global de la segmentación (IEGS) basado en los métricos de congruencia

En esta investigación se proponen varios métricos de congruencia para cuantificar la coincidencia de los objetos segmentados con los objetos de referencia en base a la geometría, la topología y el número total de objetos segmentados.

Como métricos de congruencia geométrica se definen el índice de diferencia de áreas (IDA, Ecuación 1) y el índice de diferencia de perímetros (IDP, Ecuación 2), que indican el área y el perímetro de congruencia entre objetos segmentados y de referencia, respectivamente:

$$IDA = 1 - |(A_0 - A_r)/A_r| \quad (1)$$

$$IDP = 1 - |(P_0 - P_r)/P_r| \quad (2)$$

Siendo A_0 la suma del área de todos los objetos segmentados que se superponen al objeto de referencia (objetos candidatos) en más de un 50% y A_r el área del objeto de referencia correspondiente. Similarmente, P_0 es el perímetro del objeto resultante de la fusión de todos los objetos segmentados seleccionados para ADI y P_r es el perímetro del objeto de referencia correspondiente. IDA e IDP tienen valores continuos entre 0 y 1, en el que un valor de 1 indica que el área y/o el perímetro de los objetos segmentados y de referencia es el mismo, respectivamente.

Como métricos de congruencia topológica se definen el índice de sobre-segmentación (ISS, Ecuación 3) y el índice de infra-segmentación (IIS, Ecuación 4). La sobre-segmentación ocurre cuando el área de superposición entre el objeto segmentado y el objeto de referencia es menor que el área del objeto de referencia, mientras que la infra-segmentación se produce cuando el área del objeto segmentado es mayor que el área de su objeto de referencia.

$$ISS = 1 - |(A_r \not\subset A_0)/A_r| \quad (3)$$

$$IIS = 1 - |(A_0 \not\subset A_r)/A_0| \quad (4)$$

Siendo $(A_r \not\subset A_0)$ el área de sobre-segmentación, es decir, el área del objeto de referencia que no forma parte del objeto segmentado, $(A_0 \not\subset A_r)$ el área de infra-segmentación, es decir, el área del objeto segmentado que no forma parte del área del objeto de referencia, y A_0 el área del objeto segmentado.

Finalmente, como métricos de congruencia aritmética se definen el índice de muchos objetos segmentados (IMOS, Ecuación 5) y el índice de objetos no detectados (IOND, Ecuación 6).

$$IMOS = (\#\text{objetos-clase})/(\#\text{sub-objetos}) \quad (5)$$

$$IOND = (\#\text{objetos-clase})/(\#\text{objetos-referencia}) \quad (6)$$

Siendo #objetos-clase el número de objetos segmentados detectados para una clase dada, #sub-objetos el número de objetos segmentados creados para un conjunto dado de parámetros de segmentación correspondientes a un objeto de referencia, y #objetos-referencia el número total de objetos de referencia para una clase o para toda la imagen considerada. Un valor IMOS y IOND igual a 1 significa una congruencia uno a uno entre los objetos segmentados y de referencia. Si IMOS es menor que 1, significa que se crearon muchos objetos segmentados pequeños para un objeto de referencia considerado. Un valor de IOND inferior a 1 indica que, para una clase dada, faltan uno o más objetos de referencia en la segmentación.

Para evaluar la precisión de cada segmentación se propone el IEGS (Ecuación 7) como un valor ponderado de los métricos descritos. IEGS es un índice global que oscila entre 0 y 1 y denota una congruencia perfecta entre todos los objetos segmentados y de referencia si IEGS alcanza la unidad.

$$IEGS=[((IDA+IDP)/2)+((ISS+IIS)/2)+IMOS+IOND]/4 \quad (7)$$

3. RESULTADOS

Los valores de los métricos de congruencia geométrica, topológica y aritmética se vieron afectados principalmente por cambios en los parámetros de escala y forma, y mínimamente por variaciones del parámetro de compacidad (Figura 1). El parámetro de escala impactó aproximadamente un 50% más en los métricos de congruencia que el parámetro de forma. A su vez, la escala varió los métricos de congruencia en un 58% y un 23% de promedio en objetos pequeños y grandes, respectivamente, excepto en el caso del IMOS. Este índice experimentó el mayor cambio (102% de promedio) a una escala de 30. El IOND disminuyó un 92% y un 48% en objetos pequeños y grandes, respectivamente, para valores crecientes de escala. La sobre-segmentación (según el ISS) disminuyó 190% y 56% en escalas pequeñas y grandes, respectivamente, al aumentar el parámetro de forma de 0,1 a 0,9. Para cualquier valor de escala, los valores de forma más pequeños afectaron positivamente los métricos geométricos y topológicos, aunque su efecto sobre los métricos aritméticos fue diverso, mientras que, a valores de escala más altos, los valores de forma más altos mejoraron todos los métricos de congruencia.

La combinación de los métricos de congruencia determinó el valor óptimo del IEGS (Figura 2). El IEGS varió un 20% y 5% de promedio en objetos pequeños y grandes, respectivamente, entre diversos valores de escala, alcanzando un valor máximo de 0,83 en las escalas 26 y 80 para objetos pequeños y grandes, respectivamente.

El uso de un nivel de segmentación único, y por lo tanto de un conjunto único de parámetros, para satisfacer tanto a objetos pequeños como grandes, tiene la desventaja de generar una infra-segmentación alta y, como consecuencia, la exclusión de los objetos más pequeños (elevado IOND), lo que podría aumentar los errores de la siguiente fase de clasificación. Este hecho sugiere que se necesitan al menos dos niveles de segmentación, uno

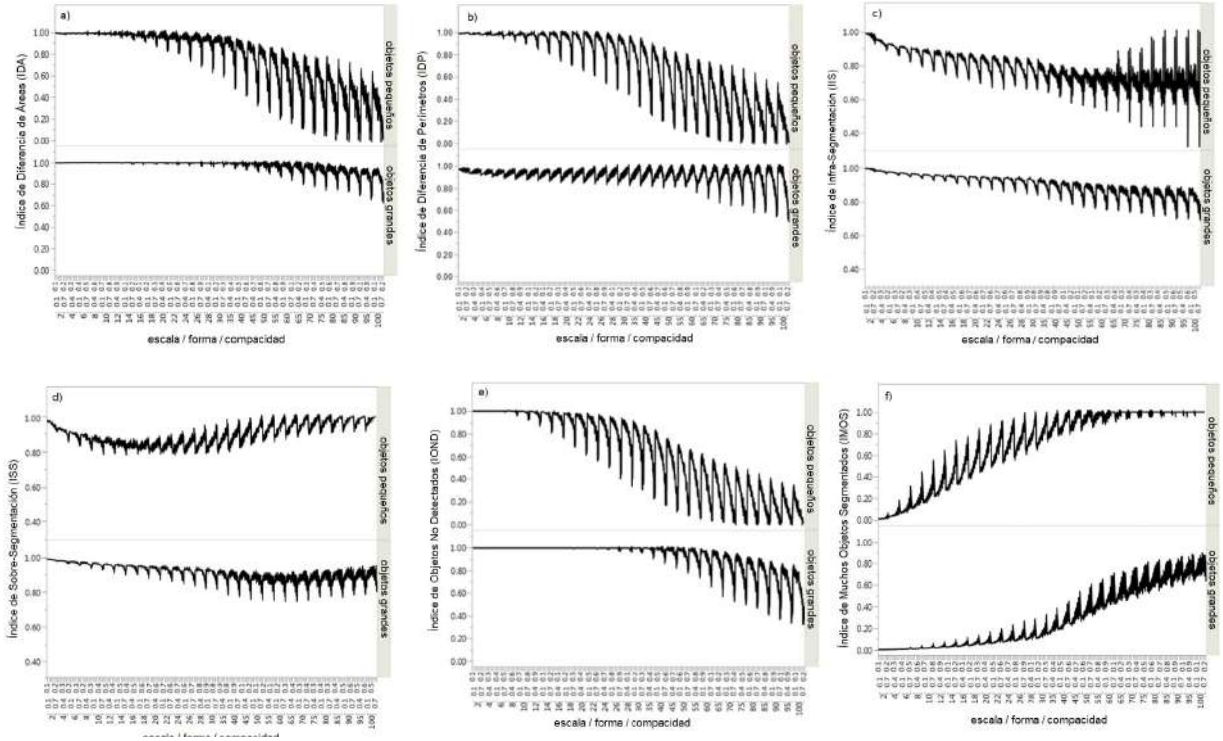


***Figura 1**. Variación de los métricos de congruencia según los parámetros de escala, forma y compacidad para objetos de referencia pequeños (parte superior) y grandes (parte inferior): a) Índice de diferencia de áreas (IDA), b) Índice de diferencia de perímetros (IDP), c) índice de infra-segmentación (IIS), d) índice de sobre-segmentación (ISS), e) índice de objetos no detectados (IOND), f) índice de muchos objetos segmentados (IMOS).*

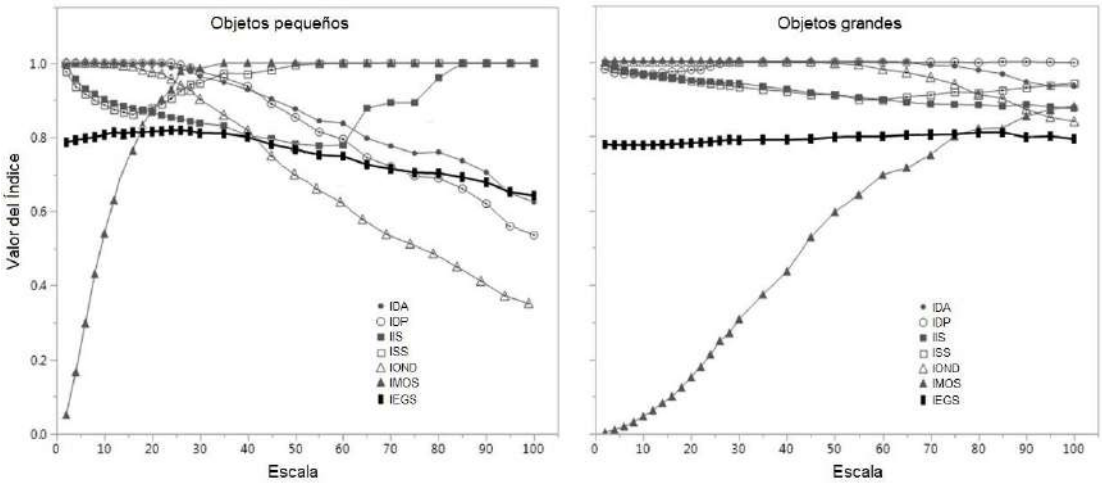


***Figura 2**. Valores máximos de los métricos de congruencia y del índice de evaluación global de la segmentación (IEGS) para cada valor óptimo de los parámetros de forma y compacidad para cada escala estudiada en objetos pequeños y grandes.*

inferior de escala ≤26 (en nuestro caso de estudio) que permita identificar objetos más pequeños y, por tanto, evitar un IOND alto, y otro nivel superior de escala ≈ 80 para los objetos más grandes y, de esta manera, reducir el IMOS.

4. AGRADECIMIENTOS

Investigación financiada por el Proyecto AGL2017-83325-C4-1-R (MINECO), la National Science Foundation's Basic Research for Enabling Agricultural Development (NSF-BREAD grant number IOS-0965336) y la Fondation des Fondateurs. La Dr. Dorisel Torres agradece el apoyo del programa NSF IGERT (DGE-0903371).

5. BIBLIOGRAFÍA

Baatz, M., Schäpe, A. 2000. Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII. Presented at the Beiträge zum AGIT Symposium, J. Strbl (Ed.). Karlruhe, Herbert Wichmann Verlag., Salzburg (Austria), pp. 12–23.

Blaschke, T. 2010. Object based image analysis for remote sensing. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 65, 2–16.

Clinton, N., Holt, A., Scarborough, J., Yan, L.I., Gong, P. 2010. Accuracy assessment measures for object-based image segmentation goodness. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 76, 289–299.

Drăguţ, L., Csillik, O., Eisank, C., Tiede, D. 2014. Automated parameterisation for multi-scale image segmentation on multiple layers. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 88, 119–127.

Liu, Y., Bian, L., Meng, Y., Wang, H., Zhang, S., Yang, Y., Shao, X., Wang, B. 2012. Discrepancy measures for selecting optimal combination of parameter values in object-based image analysis. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 68, 144–156.

Peña-Barragán, J.M., Ngugi, M.K., Plant, R.E., Six, J. 2011. Object-based crop identification using multiple vegetation indices, textural features and crop phenology. Remote Sensing of Environment, 115, 1301–1316.

Zhang, X., Feng, X., Xiao, P., He, G., Zhu, L. 2015. Segmentation quality evaluation using region-based precision and recall measures for remote sensing images. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 102, 73–84.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 299-302. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Potencial del producto SEVIRI/MSG GPP en la detección de zonas afectadas por estrés hídrico

Martínez, B.[(1)], Sánchez-Ruiz, S.[(1)], Campos-Taberner, M.[(1)], García-Haro, F.J.[(1)], Gilabert, M.A.
[(1)] UV-Environmental Remote Sensing Group (UV-ERS). Departament Física de la Terra i Termodinàmica. Facultat de Física. Universitat de València. Dr. Moliner, 50. 46100. Burjassot. València, España. beatriz.martinez@uv.es

Resumen: En este estudio se describe el nuevo producto MGPP LSA-411, recientemente lanzado, de GPP de 10 días basado en datos del satélite geoestacionario MSG, y se evalúa su potencial para detectar zonas afectadas por estrés hídrico (*hot spots*). La detección de *hot spots* se realiza tanto a escala local a partir de datos *in situ* derivados de medidas en torres *eddy covariance* (EC) como a escala global a partir de datos GPP derivados de satélite, como el producto de 8-días MOD17A2H v6 a 500 m, el producto diario SMAP (L4_C) v3 a 9 km y el producto de 10-días GDMP a 1 km de Copernicus. Los resultados muestran que el producto MGPP, calculado íntegramente a partir de datos MSG (EUMETSAT), ofrece una alternativa para detectar y caracterizar zonas en circunstancias de déficit de agua gracias a un coeficiente de estrés hídrico.

Palabras clave: GPP, SEVIRI/MSG, LSA SAF, estrés hídrico.

The role of 10-day SEVIRI/MSG GPP product in the detection of areas under water stress

Abstract: *This study aims to introduce a completely new and recently launched 10-day GPP product based on data from the geostationary MSG satellite (MGPP LSA-411) and to assess its capability to detect areas affected by water stress (hot spots). The robustness of this product is evaluated at both site and global scales across the MSG disk using eddy covariance (EC) GPP measurements and Earth Observing (EO)-based GPP products, respectively. The EO-based products belong to the 8-day MOD17A2H v6 at 500 m, the daily SMAP (L4_C) product at 9 km (SPL4CMDL) v3 from NASA, and the 10-day GDMP product at 1 km from Copernicus. The results reveal the MGPP product, derived entirely from MSG (EUMETSAT) products, as an efficient alternative to detect and characterize areas under water scarcity through a water stress coefficient.*

Keywords: *GPP, SEVIRI/MSG, LSA SAF, water stress.*

1. INTRODUCCIÓN

La producción primaria bruta (*gross primary production*, GPP), i.e., el carbono fijado por la vegetación a través de la fotosíntesis, se considera un parámetro relevante en la estimación del carbono fijado por fotosíntesis por unidad de tiempo y de área y, por lo tanto, está directamente relacionada con la cantidad de CO_2 en la atmósfera, así como con algunas variables climáticas esenciales atmosféricas y terrestres.

El objetivo general de este estudio consiste en evaluar el potencial que ofrece el nuevo producto GPP de 10 días de EUMETSAT, denominado MGPP LSA-411 (MGPP a partir de ahora), para detectar zonas afectadas por estrés hídrico (*hot spots*). El MGPP, que ha sido lanzado recientemente, se ha elaborado dentro de la red LSA-SAF (https://landsaf.ipma.pt), en la cual participamos como responsables del desarrollo e implementación de dicho producto. En su cadena de procesado se han utilizado diversos productos basados en datos del satélite geoestacionario MSG (EUMETSAT), que permiten derivar los *inputs* para calcular la GPP a través de la eficiencia en el uso de la radiación haciendo uso de la relación propuesta por Monteith (1972).

El potencial del producto GPP (MGPP LSA-411) para detectar zonas *hot spots* se evalúa tanto a escala local a partir de datos *in situ* derivados de medidas en torres *eddy covariance* (EC) como a escala global a partir de datos GPP derivados de satélite, respectivamente.

2. MÉTODO

La aproximación clásica de Monteith (1972) permite el cálculo de la GPP diaria, en g m^{-2}, a partir del uso de tres variables: la radiación incidente fotosintéticamente activa diaria (PAR), en MJ m^{-2}, la fracción de PAR absorbida por la cubierta vegetal (f_{APAR}), adimensional, y la eficiencia en el uso de la radiación (ε), en g MJ^{-1}:

$$GPP = \varepsilon f_{APAR} PAR \quad (1)$$

La ε, a su vez, se considera igual al producto de una eficiencia máxima ε_{max} dependiente del tipo de cubierta vegetal (asociada a su funcionamiento óptimo) y de un escalar adimensional relacionado con el déficit hídrico, el coeficiente de estrés hídrico, C_{ws}. En circunstancias de déficit de agua, la planta cierra estomas y disminuye su actividad fotosintética. Se introduce así una variabilidad interanual que ha de ser tenida en cuenta para una estimación precisa de los flujos de carbono.

Atendiendo a los valores que propone Garbulsky *et al*. (2010) para distintos tipos de ecosistemas, así como resultados de estudios previos (Martínez et al., 2018), los valores que se han asignado a la ε_{max} son: 1,8 g MJ^{-1} (bosque frondoso caducifolio), 1,7 g MJ^{-1} (bosque frondoso perenne), 1,5 g MJ^{-1} (coníferas) y 1,2 g MJ^{-1} (resto de cubiertas).

El coeficiente de estrés hídrico, C_{ws}, se obtiene a partir de un balance hídrico directo de la evapotranspiración real y potencial, AET y PET, respectivamente (Potter

et al., 2003). El C_{ws} original se ha aplicado satisfactoriamente en Italia (Maselli *et al*., 2009), España (Gilabert *et al*., 2015; Sánchez-Ruiz *et al*., 2017) y Euroafrica (Martínez *et al*., 2018). Una ligera modificación de C_{ws} se propone en el algoritmo MGPP, que utiliza la evapotranspiración de referencia (ET_0) en vez de la PET:

$$C_{ws}=0{,}6+0{,}4\ (AET/ET_0) \quad (2)$$

En la expresión anterior, C_{ws} toma valores de 1 (no existe disminución de fotosíntesis por déficit hídrico, *e.g*. cultivo de regadío) a 0,6 (se asume una reducción máxima de la eficiencia del 60%).

El producto MGPP se calcula a partir del valor medio de un producto intermedio de GPP diario (MDGPP), producido internamente en el sistema LSA-SAF. El MDGPP se obtiene a partir de las ecuaciones 1 y 2 utilizando como datos de entrada los productos diarios de EUMETSAT diseminados dentro del sistema LSA-SAF: MDFAPAR (LSA-425), DIDSSF (LSA-203), DMET (LSA-302) y DMETREF (LSA-303).

3. DATOS

3.1. Datos de entrada

En este estudio se ha utilizado el producto MGPP para el periodo temporal 2015-2017. Dado que el producto MGPP solo está disponible operacionalmente en el sistema LSA-SAF desde marzo de 2018, hemos obtenido el producto MGPP a partir del cálculo del producto diario MDGPP. Como se ha mencionado previamente, los datos de entrada requeridos por el modelo para obtener MDGPP se han obtenido a través del proyecto LSA-SAF.

La figura 1 muestra el valor medio del producto MGPP para los meses de enero, abril, julio y octubre en el periodo de tres años. Las zonas en blanco corresponden a píxeles donde el producto MGPP no proporciona valores válidos (*e.g*. píxeles de agua y nieve o píxeles con valores de entrada no válidos). En general, el producto MGPP muestra un patrón espacial consistente para los cuatro meses. Se observan valores de GPP más altos en los bosques (*e.g*., regiones de selva tropical y píxeles ubicados en latitudes de alrededor de 50° a 60°N), mientras que se obtiene valores de GPP bajos en zonas semiáridas (*e.g*. sur de España, región del Sahel, África oriental y Sudáfrica).

3.2. Datos de validación

Para el análisis local, se han escogido tres torres de la red FLUXNET localizadas en zonas donde existen periodos de escasez de agua. En concreto: (i) la torre localizada en las Majadas (ES-LMa), un área de dehesas en la provincia de Cáceres (España), (ii) la torre de cultivos Dahra (SN-Dhr) en Senegal, y (iii) la torre de Skukuza (ZA-Kru) en Sudáfrica. Para el análisis global y regional, se han escogido tres productos de GPP derivados de satélite: (i) el producto de 8-días MOD17A2H v6 a 500 m, (ii) el producto diario SMAP (L4_C) v3 a 9 km y (iii) el producto de 10-días GDMP a 1 km de Copernicus.

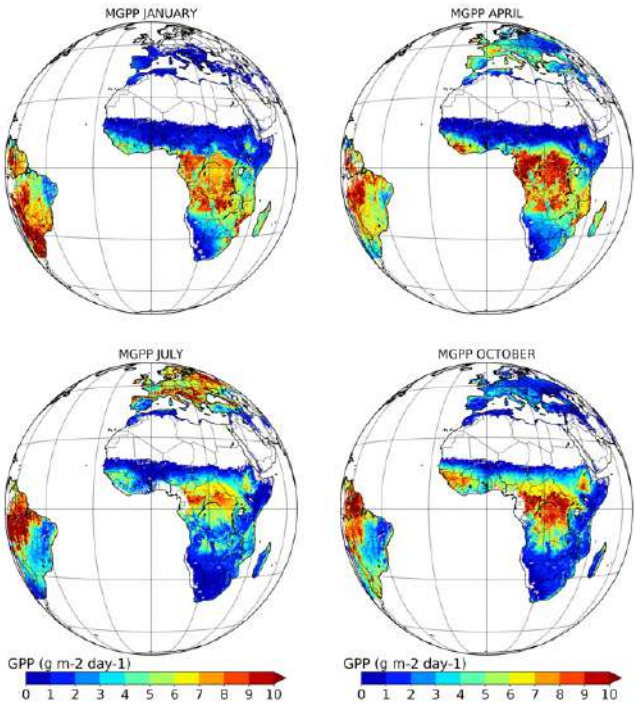


***Figura 1**. Valor medio del producto MGPP para los meses de enero, abril, julio y octubre en el periodo analizado (2015-2017).*

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para la detección de *hot spots* se ha analizado la desviación que presenta la GPP anual de cada año respecto al valor medio del periodo. La figura 2 muestra dicho valor medio de la GPP, cuyo patrón espacial presenta sus máximos alrededor de la zona ecuatorial. La figura 3 presenta las imágenes de desviación – para la zona de Europa y norte de África–en cada uno de los tres años.

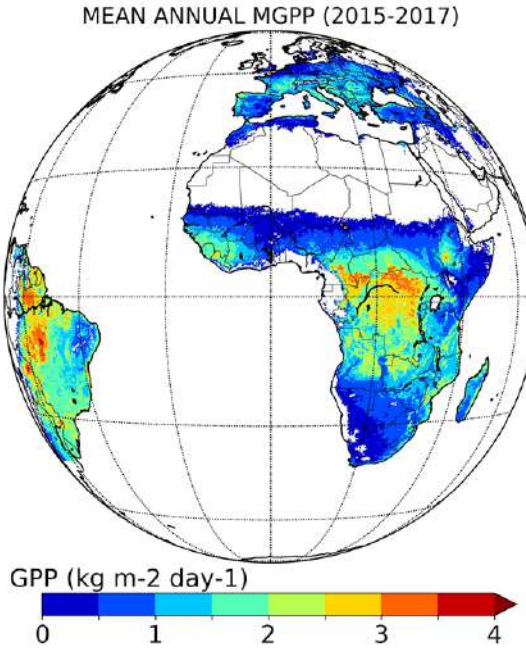


***Figura 2.** Valor medio del producto MGPP anual para el periodo 2015-2017.*

Según Hanel *et al*. (2018) y datos del Observatorio Europeo de Sequía (*European Drought Observatory*,

EDO; http://edo.jrc.ec.europa.eu/ edov2), Europa ha registrado varios veranos con temperaturas altas y precipitaciones escasas (*e.g.* 2003, 2010, 2013 y 2015). Este déficit se refleja en una disminución de la GPP (Figura 2) por ejemplo en Almería, así como en algunos puntos de Francia y Turquía. Según la Agencia Estatal de Meteorología el año hidrológico 2015-2016 (del 01/10/2015 al 31/09/2016) presentó un déficit de precipitaciones en el este peninsular, lo que también se pone de manifiesto a través del SPI (*Standardized Precipitation Index*) calculado a tres meses para la zona de Almería (Figura 4).

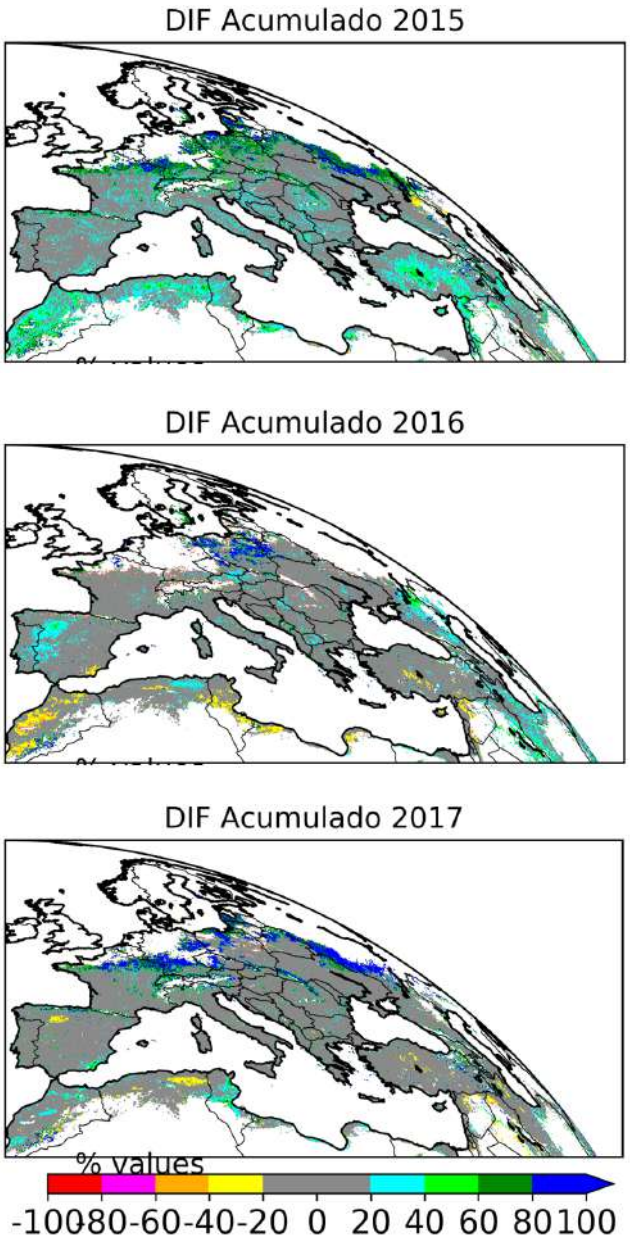


Figura 3. *Diferencias relativas en Europa y norte de África del valor de la GPP anual en cada año respecto a su valor medio del periodo 2015-2017.*

La figura 5 muestra las diferencias relativas del valor de GPP anual para cada año respecto al valor medio en todo el periodo para la zona de África, en particular desde el Sahel hasta el Sur de África. Se observa la disminución de la producción en las regiones de Somalia y Sudáfrica (áreas marcadas como 1 y 2) en el año 2016 y 2017 (sólo área 1). Ambas zonas se han visto afectadas por el fenómeno del Niño, causando en la zona de Sudáfrica un importante déficit en la precipitación (185 mm frente a 550 mm de media) durante el periodo 2015/2016, comparable a otros episodios importantes como los de 1933 y 1982 (Bahta *et al*., 2016).

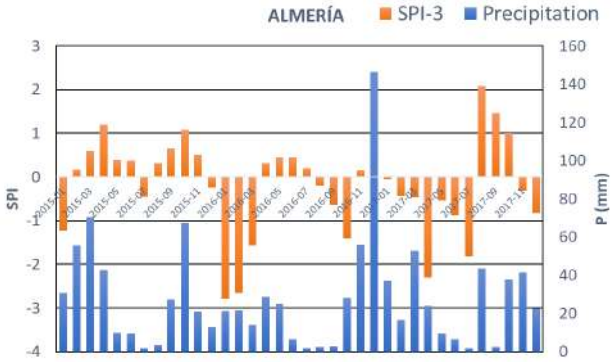


Figura 4*. Precipitación y SPI-3 para la zona de Almería. Figura elaborada con datos del Observatorio Europeo de Sequia (European Drought Observatory, EDO; http://edo.jrc.ec. europa.eu/ edov2).*

En particular, la figura 6 muestra la evolución del producto MGPP en el píxel donde se ubica la torre EC Skukuza (ZA-Kru) dentro del parque nacional Kruger (tonos amarillos en la zona 2 de la figura 5) junto con los valores estimados en la torre y los otros productos de GPP de satélite considerados. En general, todos los productos de satélite muestran valores bajos de la GPP durante el periodo de sequía detectado (2015-2016). Las medidas de la torre EC muestran que en el año 2017 la producción se recupera (tonos verdes en 2017). Los productos de satélite (el MGPP incluido) reflejan un aumento de la GPP, sin embargo solo el producto GDMP reproduce los valores de la torre. Se trata de un buen ejemplo para evaluar el potencial del producto MGPP en la detención de zonas donde la producción se ve afectada por un estrés hídrico.

La figura 6 presenta también dos ejemplos donde la cubierta se ve afecta por largos períodos de escasez de agua, sin llegar a considerarse periodos de sequía. Es el caso de las torres EC de Dahra (SN-Dhr) y Las Majadas (ES-LMa). Los productos MGPP, MODIS, SMAP muestran la disminución en la producción en los meses de verano y presentan un buen acuerdo con el valor de GPP *in situ* ($RMSE_{ES\text{-}LMa}$ = 1,1 g m^{-2} $día^{-1}$, 1,7 g m^{-2} $día^{-1}$ y 1,9 g m^{-2} $día^{-1}$, respectivamente; y $RMSE_{SN\text{-}Dhr}$ = 1,7 g m^{-2} $día^{-1}$, 2,7 g m^{-2} $día^{-1}$ y 2,4 g m^{-2} $día^{-1}$, respectivamente. Sin embargo, en esta ocasión, el GDMP presenta valores excesivamente altos de la GPP respecto a los valores *in situ* (con un RMSE = 4,1 g m^{-2} $día^{-1}$) posiblemente debido a que no incluye ningún factor de estrés hídrico en su modelo.

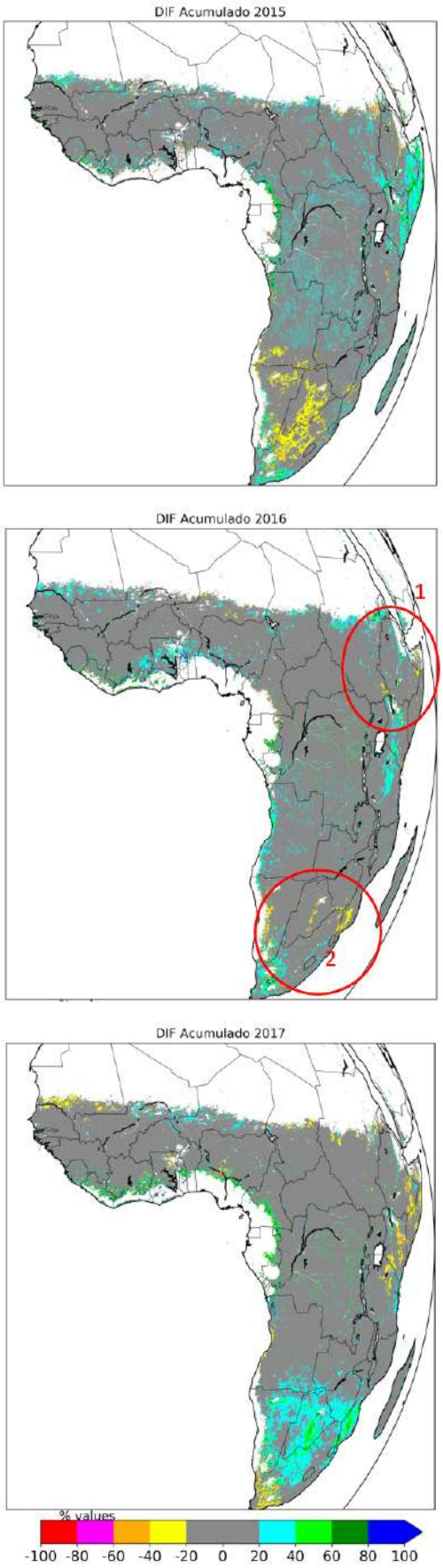


Figura 5. *Diferencias relativas en África de la GPP anual de cada año respecto al valor de todo el periodo 2015-2017.*

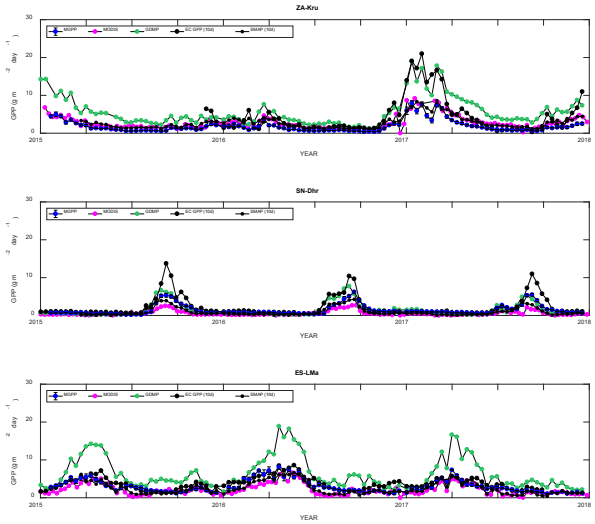


Figura 6*. GPP proporcionada por los productos MGPP, MODIS, SMAP y GDMP junto con los datos de torre EC para las zonas ZA-Kru, SN-Dhr y ES-LMa.*

5. AGRADECIMIENTOS

Trabajo financiado por los proyectos LSA SAF (EUMETSAT) y ESCENARIOS (CGL2012–35831). Agradecemos a los responsable de las torres EC la cesión de los datos de GPP.

6. BIBLIOGRAFÍA

Bahta *et al*., 2016. Communal Farmers' perception of drought in South Africa: policy implication for drought risk reduction. Int. J. Disaster Risk Reduct., 20. DOI 10.1016/j.ijdrr.2016.10.007

Garbulsky *et al*., 2010. Patterns and controls of the variability of radiation use efficiency and primary productivity across terrestrial ecosystems. Glob. Ecol. Biogeogr., 19, 253-267.

Gilabert, *et al.*, 2015. Daily GPP estimates in Mediterranean ecosystems by combining remote sensing and meteorological data. ISPRS J. Photogramm., 102, 184–197.

Hanel, M., *et al*., 2018. Revisiting the recent European droughts from a long-term perspective. Scientific Reports, 8:9499, DOI:10.1038/s41598-018-27464-4.

Martínez, B., *et al*., 2018. Retrieval of daily gross primary production over Europe and Africa from an ensemble of SEVIRI/MSG products. Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf., 65, 124–136.

Monteith, J.L., 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. J. Appl. Ecol., 9, 747–766.

Potter, C.S., *et al*., 2003. Continental-Scale Comparisons of Terrestrial Carbon Sinks Estimated from Satellite Data and Ecosystem Modeling 1982-1998. Glob. Planet. Change, 39, 201–213.

Sánchez-Ruiz, S., *et al.*, 2017. Quantifying water stress effect on daily light use efficiency in Mediterranean ecosystems using satellite data. Int. J. Digit. Earth, 10, 623–638.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 303-306. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Análisis de técnicas de desagregación térmica: comparación del comportamiento de diferentes índices como variables predictoras

Piñuela, F.[(1)], Niclòs, R.[(1)], Sánchez, J.M.[(2)], Coll, C.[(1)], Puchades, J.[(1)]
[(1)] Departamento de Física de la Tierra y Termodinámica, Universidad de Valencia, C/Dr. Moliner 50, 46100 Burjassot, València, España. fpingar@gmail.com
[(2)] Instituto de Desarrollo Regional, Universidad de Castilla-La Mancha, Campus Universitario s/n, 02071 Albacete, España.

Resumen: Las aplicaciones como el seguimiento de cultivos requieren una mayor disponibilidad de información térmica, especialmente de la temperatura de la superficie terrestre (LST) con resoluciones espaciales apropiadas para un alcance más local. Por ello, numerosos autores han desarrollado o probado métodos para extraer la LST a nivel subpíxel mediante el uso de productos complementarios de teledetección con resultados adecuados para su uso en aplicaciones a mayores resoluciones. La mayoría de estos métodos se basan en correlaciones entre índices de vegetación, como el NDVI, y las temperaturas para una cubierta determinada, mediante modelos matemáticos tradicionales, como la regresión lineal o cuadrática. La disponibilidad de otros índices de vegetación o índices relacionados con la disponibilidad de agua ofrece potencial gracias al aporte de posibles nuevos estimadores. Este trabajo estudia el comportamiento de varios índices de vegetación y agua como entradas a una técnica de desagregación previamente probada, partiendo de productos EOS-MODIS (LST a 1000 m y datos VNIR a 500 m) y Sentinel-2 (con datos VNIR a 10 m). El objetivo final es mostrar una primera comparativa de los resultados obtenidos al aplicar el método usando diferentes conjuntos de índices espectrales. Lo expuesto en el presente artículo supone un primer paso en el desarrollo de algoritmos de desagregación más robustos gracias al potencial de la computación avanzada y técnicas de "*machine learning*".

Palabras clave: desagregación, LST, índices espectrales.

Analysis of thermal disaggregation techniques: comparison of the behaviour of different indexes as predictor variables

Abstract: *Applications such as crop monitoring require a greater availability of thermal information, especially the temperature of the Earth's surface (LST) with appropriate spatial resolutions for a more local scope. For this reason, numerous authors have developed or tested methods to extract LST at the sub-pixel level through the use of complementary remote sensing products with adequate results for use in applications with higher resolutions. Most of these methods are based on correlations between vegetation indices, such as NDVI, and temperatures for a given cover, using traditional mathematical models, such as linear or quadratic regression. The availability of other vegetation indexes or indexes related to water availability offers potential thanks to the contribution of possible new estimators. This paper studies the behaviour of several vegetation and water indices as inputs to a previously tested disaggregation technique, starting from EOS-MODIS products (LST at 1000m and VNIR data at 500m) and Sentinel-2 (with VNIR data at 10m). The final objective is to show a first comparison of the results obtained by applying the method using different sets of spectral indexes. What is exposed in this article is a first step in the development of more robust disaggregation algorithms thanks to the potential of advanced computing and "machine learning" techniques.*

Keywords: *disaggregation, LST, spectral indexes.*

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas han sido numerosos los nuevos satélites de observación de la Tierra que han entrado en operación, ofreciendo productos con resoluciones muy superiores, especialmente en cuanto a resolución espacial y espectral. Actualmente, existen plataformas comerciales que ofrecen resoluciones espaciales que alcanzan tamaños de píxel inferiores al metro, lo que abre un abanico de potenciales aplicaciones en campos donde las previas limitaciones de la teledetección hacían difícil su aplicación. Sin embargo, los mayores avances en resolución espacial se han dado para las bandas situadas en la región óptica del espectro. Los productos que ofrecen información térmica presentan resoluciones espaciales mucho más limitadas dado que la radiancia recibida por el sensor a bordo de satélite y proveniente de la superficie terrestre es inferior que para longitudes de onda más reducidas, donde domina el espectro de emisión solar. Sensores como MODIS (en EOS-Terra y EOS-Aqua) o TM/ETM+/TIRS (en Landsat-5/7/8, respectivamente) proporcionan medidas térmicas. La resolución espacial del primero es de 1km en las bandas espectrales 31 y 32 utilizadas para la obtención de la temperatura de la superficie terrestre (LST, de sus siglas en inglés) mediante un algoritmo *split-window* con el que se genera el producto MOD11A1, mientras que en el caso de Landsat-8 TIRS, las bandas 10 y 11 del térmico poseen una resolución espacial de 100 m. Estas resoluciones, principalmente la de MODIS, dificultan el uso de los productos para estudios térmicos a escala local, como es el caso del seguimiento de cultivos. Dado que la limitación tecnológica todavía parece imposibilitar la consecución

de resoluciones espaciales inferiores en el infrarrojo térmico (TIR), se han desarrollado métodos indirectos que permiten la extracción de información térmica a resoluciones superiores haciendo uso de la relación existente entre la temperatura superficial y otras variables geofísicas. Estas metodologías de desagregación requieren disponer de datos térmicos de media o baja resolución junto con otros datos geofísicos pertinentes para el desarrollo de un modelo de comportamiento entre la variable dependiente (temperatura) y las variables independientes (factores ambientales o superficiales caracterizados por las otras variables geofísicas). Así mismo, se requieren datos de alta resolución correspondientes con las variables geofísicas consideradas con el objeto de aplicar el modelo matemático previamente desarrollado. Los métodos tradicionales de desagregación se basan en modelos de regresión de diferente grado entre la temperatura y el resto de variables, fundamentalmente modelos lineales y cuadráticos. No obstante, esta metodología abre el camino para el desarrollo y aplicación de modelos más complejos basados en las modernas técnicas de aprendizaje automático y análisis de datos. Así mismo, las variables predictoras más empleadas en estos algoritmos han sido los índices de vegetación, con predominio del *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI). Esto se sustenta en la relación existente entre estos índices y la temperatura superficial. (Sánchez et al. 2019). Se ha llevado a cabo una comparativa de los resultados obtenidos al aplicar el modelo propuesto por Sánchez et al. (2019), basado en una relación lineal entre las variables, utilizando en este caso diferentes índices de vegetación: NDVI o *Enhanced Vegetation Index* (EVI), así como un índice relacionado con el contenido en agua: *Normal Difference Water Index* (NDWI); con el objetivo de establecer una primera aproximación del potencial de uso de estas variables en procesos de desagregación. Los productos de baja resolución (LR) utilizados son de MODIS, con resoluciones nominales de LST de 1000m y en el VNIR de 500m. Las imágenes de alta resolución son del instrumento MSI a bordo de Sentinel-2, con una resolución en los datos VNIR de entrada de 10m, con lo que los productos LST resultantes de los métodos de desagregación también cuentan con 10 m de resolución.

2. DATOS Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La zona ideal es aquella en la que apareciesen superficies con gran heterogeneidad térmica. El estudio se llevó a cabo en una zona situada en el interior de la finca experimental de "Las Tiesas", ubicada en el municipio de Barrax (Albacete, España). Las coordenadas centrales de la zona son: 39°02'57,4" N y 2°04'59,2" W. Esta finca presenta una amplia variedad de superficies y cultivos de diferente naturaleza en un entorno controlado. La homogeneidad presente en las superficies de cultivo contrasta con la heterogeneidad entre cubiertas de la zona. Este hecho convierte la zona en un área ideal para aplicar los procesos de desagregación propuestos en el presente trabajo. Para validarlos, se tomaron medidas de LST *in situ* en diferentes puntos de la finca, correspondientes con diversos tipos de cultivo, así como suelo desnudo. Las medidas se tomaron el 5 de Julio de 2018, coincidiendo con la pasada de los satélites EOS-Aqua y Sentinel-2, en un margen de tiempo adecuado. Los radiómetros térmicos utilizados para ello fueron radiómetros multibanda CIMEL Electronique (modelo CE312-2) y radiómetros Apogee de banda ancha (modelo MI-220), calibrados frente a cuerpos negros de referencia, con precisiones superiores a ±0,3°C.

2.2. Escenas empleadas

Como se ha comentado, las escenas de LR corresponden a productos MODIS mientras que las escenas HR corresponden son MSI de Sentinel-2. La elección de día y hora para la toma de datos en campo se determinó en base a las coincidencias de pasada de estos dos sensores en el día señalado y con horas entre las 11:00 y 11:30 GMT. En el caso de los productos MODIS, para la extracción de LST LR se utilizó el producto MOD11_L2 corregido geométricamente a EPSG.32630, que presenta una banda de LST(K) con una resolución de 1000 m. La información espectral en VNIR se extrajo del producto MOD09GA, corregido geométricamente de forma análoga, que presenta siete bandas de reflectividad en el espectro solar con una resolución espacial de 500 m. La escena HR corresponde a una imagen Sentinel-2 de la zona de estudio, corregida geométricamente y con 4 bandas espectrales a 10 m de resolución (tres en el espectro visible (450-665 nm) y una en el infrarrojo cercano (842 nm)).

Las variables independientes en LR y HR se calcularon a partir de estas bandas espectrales, a través de las ecuaciones de cálculo de cada uno de los índices adaptados al sensor en cuestión: NDVI (Huete et al. 1988) (Ecuación 1), EVI (Jiang et al. 2008) (Ecuación 2) y NDWI (Gao et al. 1996 y McFeeters et al. 1996) (Ecuación 3):

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (1)$$

$$EVI = 2,5 \cdot \frac{NIR - RED}{NIR + 6 \cdot RED - 7,5 \cdot BLUE + 0,5} \quad (2)$$

$$NDWI = \frac{GREEN - NIR}{GREEN + NIR} \quad (3)$$

2.3. Software utilizado

El algoritmo de preproceso y desagregación fue implementado en un sistema combinado de lenguaje R y Python: las tareas de preprocesado de escenas, así como el postproceso de resultados se llevó a cabo utilizando la librería *raster* de R; las rutinas de entrenamiento y predicción de valores se desarrollaron con las librerías *scipy, pandas* y *scikit-learn*, escritas en lenguaje Python. Como herramienta de visualización y edición de imágenes de salida se empleó QGIS.

2.4. Preprocesado de escenas

Los productos MODIS se encuentran previamente pre-procesados y corregidos. Es necesaria la aplicación de los factores de escala correspondientes a cada uno de

los productos utilizados. En el caso de la escena MSI Sentinel-2, el producto L1C no se ofrece con reflectividad en el techo de la atmósfera (TOA). Se empleó el programa Sen2Cor para procesar y conseguir la reflectividad a nivel de superficie (BOA). A partir de la capa de control de calidad ofrecida en los productos Sentinel–2 se procedió a eliminar aquellos píxeles no correspondientes a vegetación, cultivo o suelo desnudo.

2.5. Proceso de desagregación

El proceso de desagregación utilizado es el propuesto en Sánchez et al. (2019; flujograma incluido en su Figura 1). Así, a partir de un conjunto de píxeles seleccionados entre los más homogéneos en LR, se generó un modelo lineal de regresión entre los píxeles del índice utilizado (variable independiente) y LST (variable dependiente). Este modelo se aplicó sobre los píxeles de HR (variable independiente) para generar un primer producto estimado de LST a resolución HR (10 m). Se realizó una corrección final de los valores obtenidos del modelo para considerar las variaciones locales no contempladas en las escenas de resolución inferior.

El proceso comprende los siguientes subprocesos:

1. Alineado de las escenas HR y LR a la resolución HR (10 m).
2. Normalización de productos de índice procedentes de los sensores MODIS y MSI Sentinel-2 mediante regresión lineal.
3. Selección de los píxeles LR homogéneos de la variable independiente para entrada en modelo
4. Desarrollo del modelo lineal entre la variable independiente (índice) y la variable dependiente (LST) para extraer la primera estimación HR de LST.
5. Desarrollo del modelo lineal para corrección de la estimación mediante residuo dependiente de la variable independiente (índice) para extraer un valor final de LST a HR.

El proceso se llevó a cabo con cada uno de los índices estudiados. Finalmente se desarrolló también una estimación de LST HR mediante la creación de un modelo lineal multivariable tomando como entrada un índice de vegetación (NDVI) y el NDWI.

3. RESULTADOS

La figura.1 presenta un estudio correlativo entre las diferentes variables consideradas en LR. Se incluyen tanto los índices como variables independientes como la LST a LR.

En la figura 1 se puede observar la relación lineal existente entre diferentes índices, especialmente acentuada en el caso de los índices de vegetación, aun observándose discrepancias interesantes entre ellos. El gráfico de dispersión para NDVI (Huete et al. 1988) frente a EVI (Jiang et al. 2008) presenta un efecto de doble linealidad. Este hecho muestra el efecto de la reducción de la influencia del suelo, representativa de este índice de vegetación como optimización del tradicional NDVI. En el caso del NDWI (Gao et al. 1996; McFeeters et al. 1996) relacionado con los índices de vegetación, se observa una fuerte correlación negativa superior a 0,60 en todos los casos, pero mostrándose cierta dispersión de datos. Por último, la correlación con LST es más fuerte en el caso de NDVI. La figura 2 presenta la primera aproximación a los productos LST HR obtenidos tras la aplicación del proceso de desagregación utilizando cada uno de los índices. Así, de la misma forma que en la figura 1, se presenta la correlación entre la LST HR procedente del uso de cada variable independiente, indicada en la diagonal principal del gráfico.

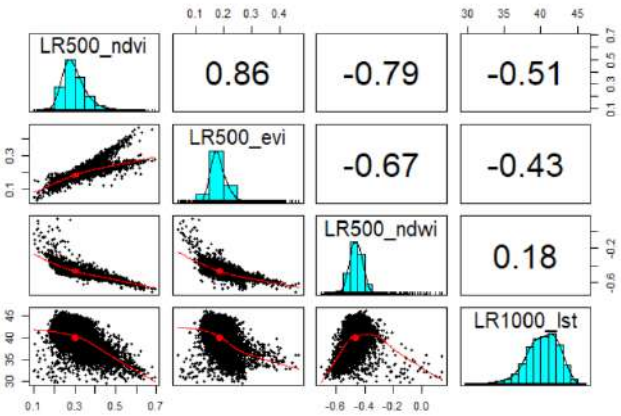


Figura 1. *Estudio correlativo de las variables en LR. En la triangular inferior se presenta el gráfico de dispersión por cada dos variables cruzadas, donde el punto rojo representa el centro de mayor densidad de puntos. En la diagonal se presenta el histograma y la función de densidad de probabilidad aproximada En la diagonal superior, se presenta el valor de correlación (Pearson) para cada dos variables cruzadas.*

La fila inferior presenta la relación entre el resultado final procedente de la regresión múltiple de NDVI y NDWI frente al resto de las regresiones simples. Estos resultados parecen indicar que el uso del índice EVI proporciona resultados más similares al uso del NDVI junto con el NDWI, que cuantifica el contenido de agua, el cual por sí mismo resulta insuficiente para desagregar la LST.

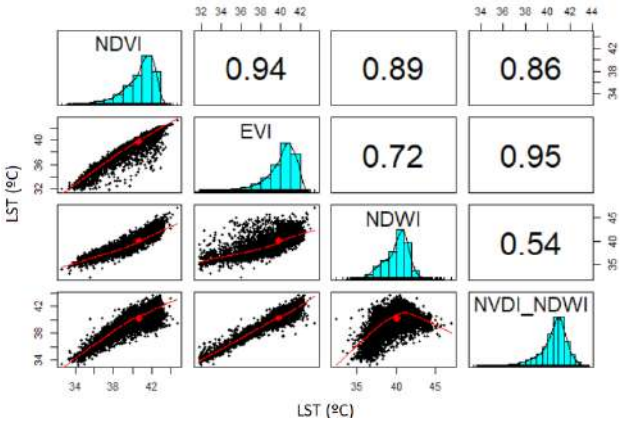


Figura 2. *Estudio correlativo de los resultados LST HR obtenidos de cada índice. En la triangular inferior se presenta el gráfico de dispersión por cada dos variables cruzadas. En la diagonal se presenta el histograma y la función de densidad de probabilidad aproximada. En la diagonal superior, se presenta el valor de correlación (Pearson) para cada dos variables cruzadas.*

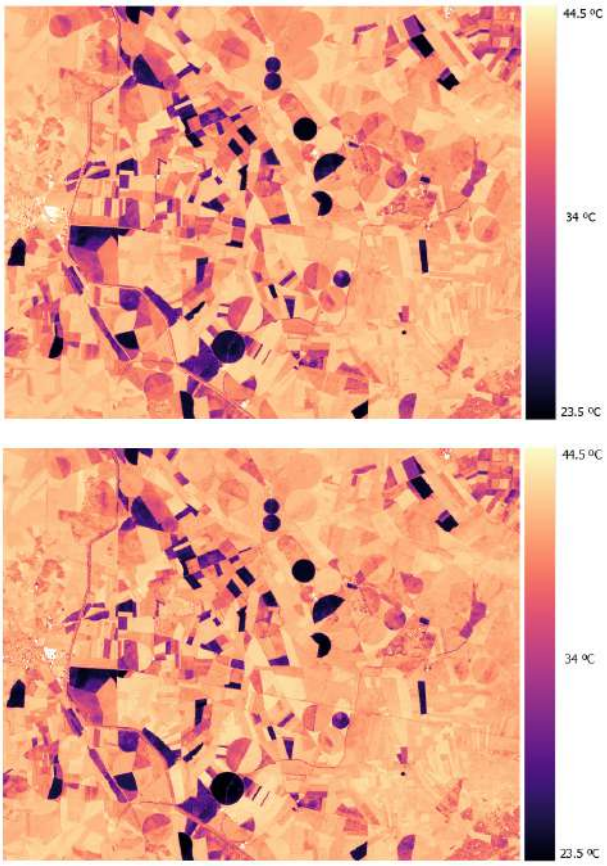


Figura 3. *LST a resolución 10 m (HR) centrado en la finca Las Tiesas (Barrax). En orden de aparición: LST – NDVI y LST – NDVI/NDWI.*

La figura 3 presenta los resultados obtenidos de aplicación del proceso sobre varios índices y combinación de índices para extracción de LST HR.

La figura 4 muestra una comparación preliminar entre las LST HR obtenidas a partir de la desagregación utilizando cada índice y las LST medidas en campo. Se observa que utilizando el NDVI junto con el índice de agua NDWI mejoran los resultados para las LST más elevadas.

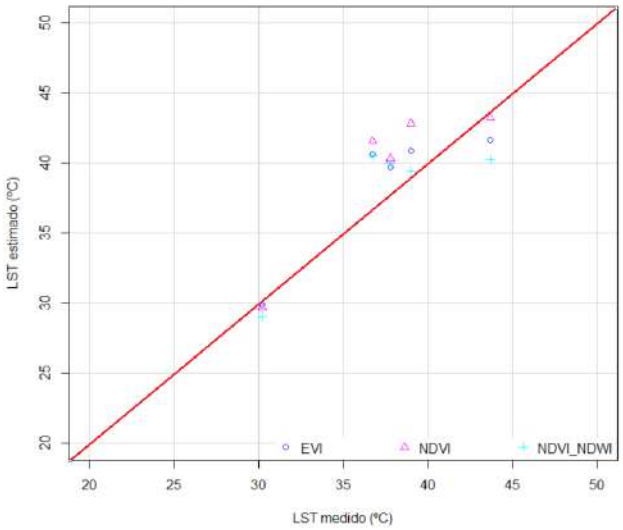


Figura 4. *Comparación de resultados de LST medidas "in situ" frente a LST estimado por los diferentes métodos.*

4. CONCLUSIONES

La utilización de diferentes índices como estimadores de LST en procesos de desagregación térmica presenta gran potencial para el desarrollo de modelos más complejos. Los resultados obtenidos en el cálculo de LST son lo suficientemente buenos como para impulsar el desarrollo de modelos más complejos y que suponen la integración de un mayor número de variables.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto CGL2015-64268-R (MINECO / FEDER, UE) del Ministerio de Economía y Competitividad de España, y del proyecto SBPLY/17/180501/000357 de la Consejería de Educación y Ciencia de la JCCM, ambos con Fondos Europeos de Desarrollo Regional (FEDER).

6. BIBLIOGRAFÍA

Gao B., 1996. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. Remote Sensing of Environment, 58:257-266

Huete, A.R. (1988) A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). Remote Sensing of Environment, 25:295-309.

Jiang, Z., A.R. Huete, K. Didan, R. Miura. 2008. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. Remote Sensing of the Environment 112(10):3833-3845.

Mc Feeters S.K. 1996. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. International Journal of Remote Sensing, 17: 1425-1432

Sánchez J.M., Galve J.M. González-Piqueras J., López-Urrea R., Niclòs R., Calera A. 2019. Downscaling MODIS Land Surface Temperature to Sentinel-2 spatial resolution in Barrax test site. Proceedings of the 7th International Conference of Remote Sensing and Geoinformation of Environment. 18-21 March, Paphos, Cyprus.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 307-310. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Mejora de la resolución espacial y espectral de imágenes adquiridas mediante aeronaves remotamente pilotadas, usando la fusión de imágenes con Wavelet: algoritmo de Mallat y À trous

Medina, J., Carrillo, I., Upegui, E.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Facultad de Ingeniería, Grupo de Investigación GEFEM, C.P., 111311-Bogotá, Colombia. rmedina@udistrital.edu.co

Resumen: La fusión de imágenes es una respuesta a la frecuente necesidad de tener en una sola imagen datos de alta resolución espectral y espacial. Para este estudio se realiza la fusión empleando la transformada de Wavelet mediante dos algoritmos: Mallat y "À Trous" usando el software MatLab®, y tomando como insumo dos imágenes multiespectrales en verdadero color, obtenidas mediante un sistema de aeronave remotamente pilotada (*RAPS*). La primera imagen fue capturada a 150 metros de altura, de la cual se genera una falsa pancromática (Fp); y la segunda imagen (*RGB*) fue capturada a 300 metros de altura. Para la fusión con el primer algoritmo, Mallat, la imagen RGB se transforma en los componentes Intensidad, Matiz y Saturación (*IHS*), se integra la Fp y la Intensidad, para generar un nuevo componente de Intensidad (NI) y con los componentes de la Matiz y la Saturación de la imagen RGB se transforma para generar una nueva Imagen Multiespectral. Este proceso se realiza con la transformada de Wavelet Haar, usando cinco niveles de descomposición, la cual es una de las transformaciones que implementan el algoritmo de Mallat. Para el segundo algoritmo, "A trous", se integra la información del componente de Intensidad (I) de la imagen RGB (capturada a 300 m) y la Fp, (capturada a 150 m) para generar dos planos Wavelet (filtro *Bicubic Spline*). Posteriormente se suman estos planos Wavelet con la componente I para obtener la nueva *IHS*. Finalmente se transforma dicha imagen *IHS* a RGB para obtener la nueva imagen multiespectral fusionada. Los dos procedimientos permiten obtener nueva información detallada del medio ambiente urbano y rural, útil para una aplicación específica, demostrando que la transformada Wavelet sigue proporcionando buenos resultados inclusive con imágenes capturadas con *RAPS*. La calidad espectral y espacial de las nuevas imágenes generadas se evalúa con los índices de: coeficiente de correlación, ERGAS, RASE, índice de calidad universal Qu (espacial y espectral). Los resultados muestran que el mejor procedimiento es el segundo, es decir el que utiliza la transformada de Wavelet À trous (TWA), que proporciona mejores resultados espaciales y degrada en menor valor la riqueza espectral.

Palabras clave: Fusión, Transformada de Wavelet, Mallat, À Trous, *RAPS*.

Improvement of spatial and spectral resolution of images acquired by remotely piloted aircraft, using Wavelet image fusion: Mallat and À trous algorithms

Abstract: *The fusion of images is a response to the frequent need to have high spectral and spatial resolution data in a single image. For this study, the fusion is performed using the Wavelet transformation by means of two algorithms: Mallat and "À Trous" using the MatLab® software, and also as input two multispectral images in true color, such as a remotely piloted aircraft system (RAPS). The first image was captured 150 meters high, from which a false panchromatic (Fp) is generated; and the second image (RGB) was captured at 300 meters high. For the fusion with the first algorithm, Mallat, the RGB image is transformed into the Intensity, Hue and Saturation (IHS) components the Fp and the Intensity are integrated,to generate a new Intensity component (NI) and with the components of Hue and Saturation of the RGB image is transformed to generate a new Multispectral Image. This process is done with the Wavelet Haar transform, using five levels of decomposition, which is one of the transformations that implement the Mallat algorithm. For the second algorithm, "A trous", the information of the Intensity component (I) of the RGB image (captured at 300 m) and the Fp (captured at 150 m) is integrated to generate two Wavelet planes (Bicubic Spline filter). Subsequently, these Wavelet planes are added with component I to obtain the new IHS. Finally, this IHS image is transformed into RGB to obtain the new merged multispectral image. The two procedures allow obtaining new detailed information of the urban and rural environment, useful for a specific application, demonstrating that the Wavelet transform continues to provide good results even with images captured with RAPS. The spectral and spatial quality of the new generated images is evaluated with the indexes of: correlation coefficient, ERGAS, RASE, universal quality index Qu (spatial and spectral). Results show that the best procedure is the second, namely, that of the wavelet transform À trous (TWA), which provides better spatial results and degrades the spectral richness at a lower value.*

Keywords: *Fusion, Wavelet Transform, Multispectral, Mallat, À Trous, RAPS.*

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años se ha experimentado con procedimientos que usan la transformada de Wavelet en dos dimensiones para realizar la fusión de imágenes con el objetivo de conservar en gran medida la riqueza espectral de las imágenes originales (Alparone, 2007; Elkholy, 2019; Jinju, 2019; Meher et al., 2018, Medina, 2004, 2013; Núñez, 1999), mostrando resultados satisfactorios en diferentes

aplicaciones (Candès, 2000; Elkholy, 2019; Jinju, 2019; Meher et al., 2018; Gónzalez, 2004; Mallat, 1989, 1996). La necesidad de mejorar y extraer mayor información de las imágenes sigue siendo una preocupación para los científicos, por lo cual la fusión de imágenes satelitales sigue siendo un área de investigación (Jinju, 2019; Meher et al., 2018). El objetivo principal de este artículo es evaluar la eficiencia de la transformada Wavelet para la fusión de imágenes de muy alta resolución espacial capturadas con un sistema de aeronave remotamente pilotada (*RAPS* por sus siglas en inglés) o más comúnmente conocido como dron. La fusión se realiza utilizando la transformada de Wavelet a través de dos algoritmos. El primer algoritmo, Mallat propuesto en (Mallat, 1999; Nievergelt, 1999; Medina, 2013) para este caso de estudio se implementa con la transformada de Wavelet Haar (TWH), y se analizan 5 niveles de descomposición. El segundo algoritmo, "À Trous", propuesto en (González- Audicana, 2005) se implementa con los planos de la transformada Wavelet (TWA), con el filtro *Bicubic Spline*. Tanto para el primero como para el segundo método se genera una falsa pancromática (Fp) a partir de la imagen en verdadero color tomada a 150 m, e igualmente se utiliza la imagen multiespectral RGB, tomada a 300 m, la cual se transforma a sus componentes Intensidad, Matiz y Saturación (IHS). Para implementar los dos métodos, TWH y TWA, se usa el toolbox de Wavelet y el de Procesamiento Digital de Imágenes de MatLab. La evaluación de la fusión se realiza a través de cuatro indicadores, a saber: el coeficiente de correlación, el índice de RASE, el índice ERGAS, y el índice de Calidad Universal Qu.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La fusión se realiza con dos ortofotografías en verdadero color –RGB– generadas a partir de las imágenes capturadas con un DJI - Phantom 4 Pro como *RAPS* y procesadas con el software Pix4D, usando 7 puntos de control terrestre. Los dos vuelos se realizaron en febrero de 2019, el primero tuvo una altura de150 m para obtener una resolución espacial de 0,04 m; y el segundo con una altura de 300 m para obtener una resolución espacial de 0,08 m. La zona de estudio es un sector central de la ciudad de Bogotá (Colombia), donde se ubica la Universidad Distrital Francisco José de Caldas sede Macarena A. Para los dos métodos se registra una composición RGB (verdadero color) de las dos imágenes, usando el mismo tamaño de píxel de la imagen RGB capturada a una altura de vuelo de 150 m la cual tiene una resolución de 0,04 m, de la cual se genera la falsa pancromática Fp que servirá como referencia de la resolución espacial de mayor detalle.

2.1. Metodología e implementación de la transformada de Wavelet con el algoritmo de Mallat -TWH

- Realizar el promedio de la suma de las bandas de la imagen capturada a 150 m, para generar una falsa pancromática Fp.
- Transformar la imagen RGB (MUL, Figura 1), adquirida a 300 m, en componentes IHS (Intensidad, matiz y saturación) (González, 1996).
- Aplicar la Transformada Wavelet Haar (TWH) al componente I, iterativamente hasta el quinto nivel descomposición (Mallat, 1989). Como ejemplo se muestra hasta el nivel 2 de descomposición, obteniendo de esta manera los coeficientes de aproximación y detalle. cA2i, cV2i, cH2i, cD2i, cV1i, cH1i,cD1i.
- Aplicar TWH a la imagen Fp, obteniendo de esta manera los coeficientes de aproximación y detalle. cA2fp, cV2fp, cH2fp, cD2fp, cV1fp, cH1fp ycD1fp,
- Generar una nueva matriz concatenando los coeficientes cA2i, cV2pf, cH2fp, cD2fp, cV1fp, cH1fp ycD1fp.
- Aplicar la transformada inversa de la TWH a la matriz obtenida en el paso anterior para obtener la nueva componente intensidad (N-INT).
- Generar una nueva composición (N-INTHS).
- Realizar la transformación IHS a RGB, usando la nueva composición N-INTHS. De esta manera se obtiene la nueva imagen RGB usando la TWH, denominada N-MUL (Figura 1). En la figura 1 se representa gráficamente el proceso anteriormente descrito.

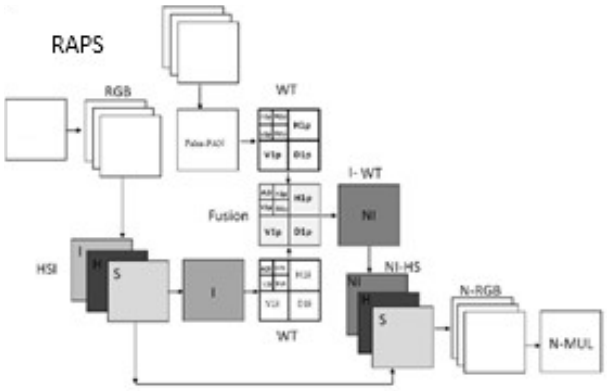


Figura 1. *Diagrama del proceso de fusión de imágenes usando TWH.*

2.2. Metodología e implementación de la transformada de Wavelet con el algoritmo de "À trous" -TWA

- Realizar el promedio de la suma de las bandas de la imagen obtenida por el dron a una altura de 150 m, para generar una falsa pancromática (Fp).
- Transformar la imagen RGB (MUL), adquirida a 300 m, en componentes IHS (González,1996).
- Igualar el histograma de la imagen Fp con el componente I de la imagen MUL, para obtener una imagen ajustada FpI.
- Aplicar el concepto de la Transformada Wavelet a la imagen FpI, generando el primer y segundo plano Wavelet con el filtro *Bicubic Spline*.
- Adicionar la componente I con los dos planos Wavelet para generar la nueva componente intensidad N-INT.
- Generar una nueva composición IHS (N-IHS), uniendo la N-INT (nuevo componente intensidad) junto con las componentes originales de matiz y saturación.
- Realizar la transformación IHS a RGB, usando la nueva composición N-IHS. De esta manera se obtiene la nueva imagen multiespectral (nueva RGB) usando TWA. Este método se detalla en la Figura 2.

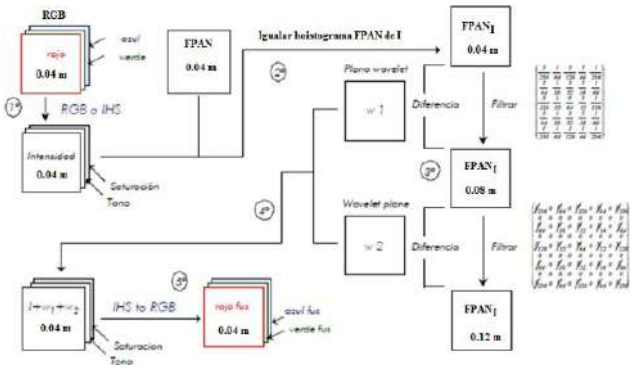


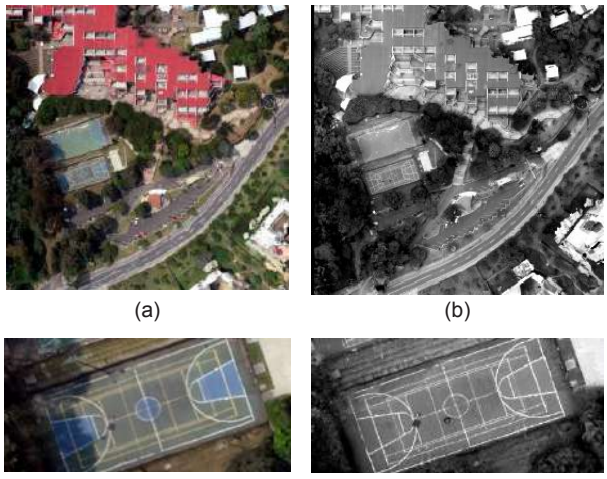
Figura 2. *Diagrama del proceso de fusión de imágenes usando TWA.*

2.3. Índices para la evaluación de la calidad especial y espectral de las imágenes fusionadas

Para la evaluación de las imágenes fusionadas se analizaron los índices: coeficiente de correlación (CC), (ver Tablas 1 y 2 –Nuñez, 1999; Medina, 2004), Índice RASE (Wald, 2000), ERGAS (Wald, 2000, 2002),y el Índice de calidad Qu (Zhou, 2002), ver Tablas 3 y 4.

3. RESULTADOS

En la figura 3 se muestran las imágenes originales RGB (Figura 3a) y Fp (Figura 3b), y dos subimágenes de las mismas RGB y Fp (Figuras 3c y 3d respectivamente).



(a) (b)

(c) (d)

Figura 3. *Imágenes insumo (a) imagen RGB, (b) Imagen Fp, (c) subimagen de RGB, (b) subimagen de Fp.*

Las tablas del 1 al 4 muestran los resultados de la evaluación de los índices aplicado a las imágenes fusionadas.

Tabla 1. *Correlación Espectral para la Evaluación de la Calidad de la Imagen Fusionada.*

	Coeficiente de Correlación Espectral		
Fusión de Imágenes por:	Banda R	Banda G	Banda B
TWH N1	0,9892	0,9394	0,9544
TWH N2	0,9786	0,8930	0,9203
TWH N3	0,9666	0,8727	0,9039
TWH N4	0,9476	0,8360	0,8739
TWH N5	0,9306	0,8467	0,8760
TWA	**0,9965**	**0,9950**	**0,9959**

Tabla 2. *Correlación Espacial para la Evaluación de la Calidad de la Imagen Fusionada.*

	Coeficiente de Correlación Espectral		
Fusión de Imágenes por:	Banda R	Banda G	Banda B
TWH N1	**0,1618**	**0,2103**	**0,2679**
TWH N2	0,1523	0,1981	0,2575
TWH N3	0,1295	0,1762	0,2373
TWH N4	0,0295	0,0807	0,1491
TWH N5	0,0809	0,1326	0,1958
TWA	0,0448	0,1220	0,1792

Tabla 3. *Índices Rase, Ergas y Qu para la Evaluación de la Calidad Espectral de la Imagen Fusionada.*

Fusión de Imágenes por:	RASE	ERGAS Espectral	Qu
TWH N1	26,27%	13,13	0,775
TWH N2	28,78%	14,39	0,707
TWH N3	28,48%	14,24	0,704
TWH N4	28,27%	14,13	0,717
TWH N5	26,90%	13,45	0,742
TWA	**4,74%**	**2,370**	**0,995**

Tabla 4. *Índices Rase, Ergas y Qu para la Evaluación de la Calidad Espacial de la Imagen Fusionada.*

Fusión de Imágenes por:	RASE	ERGAS Espacial	Qu
TWH N1	35,36%	17,68	0,557
TWH N2	35,43%	17,71	0,513
TWH N3	33,86%	16,93	0,533
TWH N4	29,23%	14,61	0,581
TWH N5	29,04%	14,52	0,651
TWA	**30,5%**	**14,52**	**0,744**

Analizando los resultados, en cuanto al CC (Tabla 1 y 2) los valores más altos de correlación espectral se obtienen con TWA, con una diferencia entre los dos métodos aproximada de 0,080. Sin embargo, con respecto a la correlación espacial es mucho mejor los resultados obtenidos con TWH, la diferencia entre los dos métodos es de 0,048, lo que indica con base en esté índice que espectralmente es mejor TWA y espacialmente es mejor TWH, siendo los mejores resultados los de TWH N2. No obstante, la diferencia espectral y espacial indica que los resultados obtenidos son muy cercanos. En cuanto a los índices RASE, ERGAS y Qu espectral (Tabla 3) los mejores resultados se obtuvieron con el método TWA, con los valores de ERGAS 2,370, RASE del 4,74%, y Qu de 0,94. Lo que indica que el método TWA proporciona mejores resultados espectralmente, esto se evidenció visualmente en la figura 4f. En cuanto a la evaluación de la calidad espacial (Tabla 4), los mejores resultados también son obtenidos con el método TWA, alcanzando un valor de RASE 30,5%, ERGAS espacial 14,52 y Qu 0,744.

De otra parte, en la figura 4, se muestra como detalle una cancha deportiva, las imágenes muestran tanto la fusión con TWH (Figuras 4a, 4b, 4c, 4d, 4e, en los cinco niveles de descomposición) como con TWA (Figura 4f). Analizando la imagen, el método TWH permite generar una imagen con una buena ganancia espacial, pero con perdida espectral, lo que se evidencia por los colores en la cancha. El segundo método, TWA, muestra mayor

ganancia espacial y menor pérdida significativa con respecto a la resolución espectral, dado que los colores en la cancha se asemejan más a la imagen original (Figura 3c).

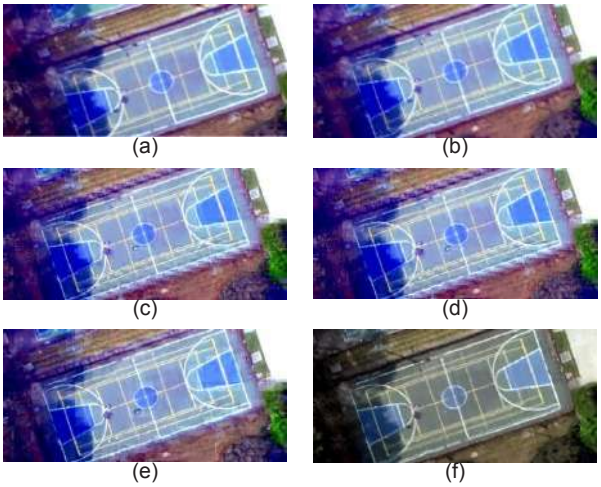


Figura 4. *(a) Sub escena fusionada TWH - haar N1, (b) Sub escena fusionada TWH - haar N2, (c) Sub escena fusionada TWH - haar N3, (d) Sub escena fusionada TWH - haar N4, (e) Sub escena fusionada TWH - haar N5, (f) Sub escena fusionada TWA- Wavelet filtro Bicubic Spline.*

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

Dependiendo del uso propuesto para las imágenes obtenidas mediante los *RAPS* y completando el análisis cuantitativo con la interpretación visual de las imágenes fusionadas en la figura 4 se evidencia la ganancia espacial de la imagen fusionada con TWA (Figura 4f), la cual además mantiene la información espectral significativa; ese mismo efecto no se evidencia con los resultados obtenidos con TWH (Figuras 4a, 4b, 4c, 4d, 4e). Lo anterior permite concluir que de manera cualitativa y cuantitativa los mejores resultados de la fusión se obtienen con el segundo método, TWA, con una ganancia espacial y espectral significativa. En lo que respecta a la TWH los mejores resultados se obtienen mayoritariamente con el nivel de descomposición N1. Este trabajo demuestra la efectividad de la fusión de imágenes usando la transformada de Wavelet con dos algoritmos aplicados en imágenes capturadas con *RAPS*.

5. BIBLIOGRAFÍA

Alparone, et al., 2007. Comparison of Pansharpening Algorithms: Outcome of the 2006 GRSS Data Fusion Contest. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing. Vol. 45 No. 10. pp3012-3021.

Candès, E. J. et al., 2000. Curvelets, multiresolution representation, and scaling laws, Wavelet applications. in Signal and image processing VIII,A. Aldroubi, A. F. Laine, M. A. Unser eds., Proc. SPIE 4119.

Elkholy M., Hosny M., El-Habrouk H., 2019, Studying the effect of lossy compression and image fusion on image classification, Alexandria Engineering Journal, 58, pp. 143-149

Gónzalez-Audicana, M. et al., 2004. Fusion of Multiespectral and Panchromatic Images Using Improved IHS and PCA Mergers based on Wavelet Decomposition. IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing: 42 (6), 1291-1297.

González-Audicana, M, et al., 2005 "Comparison between Mallat's and the À trous discrete Wavelet transform based algorithms for the fusion of multispectral and panchromatic images", International Journal of Remote Sensing, vol. 26(3), pp. 595-614.

González, R. 1996. Tratamiento Digital de Imágenes. Ed, Eddison-Wesley. EE.UU.

Jinju J., Santhi N., Ramar K., Bama B., 2019, Spatial frequency discrete Wavelet transform image fusion technique for remote sensing applications, Engineering Science and Technology, an International Journal, in press.

Mallat, S. 1996. Wavelets for a vision. Proceedings of the IEEE, vol84.

Mallat, S. 1989. A Theory for Multiresolution Signal Decomposition: The Wavelet Representation. IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence. Vol. II, No. 7.

Mallat, S., 1999. A Wavelet Tour of Signal Processing, 2nd ed., Academic Press, Elsevier. ISBN 13:978-0- 12466606-1.

Meher B., Agrawal S., Panda R., Abraham A., 2018, A survey on region based image fusion methods, *Information Fusion*, https://doi.org/10.1016/j.inffus.2018.07.010

Medina, J., Lizarazo, I. 2004. Fusión de imágenes satelitales usando la trasformada de Wavelet. Bogotá: Un Distrital Francisco José de Caldas. pp.169.

Medina, J. 2013. Two-Dimensional Fast Haar Wavelet Transform for Satellite-Image Fusion. Journal of Applied Remote Sensing. 7(1), 073698; doi: 10.1117/1.JRS.7.0736982013

Nievergelt, Y. 1999. Wavelets made easy, Ed Birkhäuser, Boston, pp 297.

Nuñez, J. 1999. Multiresolution-Based Image fusion whit Additive Wavelet Descomposition. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, vol 37, Nº. 3, pp 1204-1211.

Wald, L., 2000. Quality of high resolution synthesized images: is there a simple criterion?" Proceedings of the third conference "Fusion of Earth data: merging point measurements, raster maps and remotely sensed image. pp. 26-28, 2000, T Ranchin and L. Wald Editors, Nice: SEE/URISCA. pp.99-105.

Wald, L., 2002. Data Fusion, Definition and Architectures: Fusion of Image of Different Spatial Resolution. Paris: Le Presses de l'École des Mines.

Zhou, W., et al., 2002. A Universal Image Quality Index. IEEE Signal Processing Letters, 2002.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 311-314. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Aplicación de filtros multicriterio basados en NDVI para la extracción de áreas de entrenamiento desde la base de datos SIOSE

Padial, M.[(1)], Vidal-Macua, J.J.[(1,3)], Serra, P.[(1)], Ninyerola, M.[(2)], Pons, X.[(1)]
[(1)] Grumets Grupo de Investigación; Dep. Geografía, Edifici B, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra Cataluña, España. mario.padial@uab.cat
[(2)] Grumets Grupo de Investigación; Dep Biología Animal, de Biología Vegetal y de Ecología, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193-Bellaterra, Cataluña, España.
[(3)] Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural. Escuela Politécnica. Universidad de Zaragoza. Huesca. España.

Resumen: Los algoritmos de clasificación en teledetección requieren de áreas de entrenamiento (AE) y test que sean fiables y características de cada categoría informacional. Para su obtención se recurre, entre otros, al empleo de cartografía preexistente por su fácil accesibilidad y bajo coste. En este estudio se propone una metodología que trata de mejorar la representatividad de las AE mediante un proceso de filtrado empírico. Los filtros son derivados a partir del análisis temporal del *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) (obtenido de imágenes Landsat en este caso), y aplicados a polígonos extraídos del Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE). Se generan para cada categoría reglas fundamentadas en la concatenación de varios criterios: el rango de variación del NDVI, la actividad fotosintética, su variabilidad estacional y valores umbrales en momentos fenológicos específicos. Los resultados han demostrado la eficacia del filtrado en las cubiertas naturales y especialmente en las cubiertas agrícolas, mejorando el índice kappa desde un 0,70 a un 0,91. La metodología puede ser inspiradora para procedimientos de filtrado sobre otras fuentes de verdad terreno.

Palabras clave: áreas de entrenamiento, filtros multicriterio, NDVI, clasificación digital de imágenes, teledetección.

Some thoughts about the usage of remote sensing training areas from the SIOSE database

Abstract: *Remote sensing classification algorithms require reliable and characteristic training (TA) and test areas for each category. In order to obtain them pre-existing cartography is a common source, among others, due to its accessibility and low cost. This communication proposes a methodology to improve the representativeness of the TA through an empirical filtering process. The filters are derived from the temporal analysis of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) (derived from Landsat images in this case), and applied to polygons extracted from the Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE). Thus, rules based on the concatenation of several criteria are derived for each category: the range of variation of the NDVI, the photosynthetic activity, its seasonal variability and thresholds at specific phenological times. Results have shown the effectiveness of filtering in natural covers and especially in agricultural ones, improving the kappa index of agreement from 0.70 to 0.91. The methodology can be inspiring for filtering procedures on other sources of ground truth.*

Keywords: *training samples, multicriteria filters, NDVI, digital image classification, remote sensing.*

1. INTRODUCCIÓN

La obtención de cartografía temática de alta resolución temporal y espacial es de crucial importancia a la hora de analizar y entender los procesos de cambio que se producen en el territorio a lo largo del tiempo (Townshend et al., 2012), así como apoyo en la previsión a corto término de las dinámicas futuras. Para obtener cartografía temática se emplean metodologías de clasificación que requieren un número suficiente y representativo de áreas de entrenamiento (AE) y de test (Chen y Stow, 2002). Para su obtención idealmente se recurre a la toma de datos en campo o, como alternativa, a fotografías aéreas, mapas de usos o cubiertas históricos o a bases de datos ráster o vectoriales referenciados a una fecha determinada más o menos próxima a las imágenes a clasificar (*e.g., CORINE,* SIGPAC, SIOSE, etc). Como elementos selectores de AE pueden emplearse píxeles, polígonos, etc, estrategias que pueden condicionar el resultado de la clasificación resultante (Chen y Stow, 2002).

A partir de las AE se generan firmas espectrales características, empleadas para realizar la asignación de los píxeles de la imagen a cada categoría informacional. A tal fin, se emplean diversas metodologías de clasificación, como clasificadores *máxima verosimilitud* o de *k vecinos más cercanos*, *árboles de decisión, clasificación borrosa,* o *redes neuronales*, entre otros. En todos ellos, sin embargo, la fiabilidad de las áreas de entrenamiento condicionará la calidad temática del resultado de la clasificación.

Vidal-Macua et al. (2017), desarrollaron un procedimiento en dos fases para la obtención de áreas de entrenamiento y de test para extensas áreas geográficas empleando la base de datos del SIOSE 2005 como fuente a partir de la cual extraer polígonos representativos de categorías de interés. En una primera fase, se extrae un set de polígonos caracterizados por un tipo de cubertura de interés ("coberturas simples" como el 'Viñedo' o el 'Pastizal' o, "coberturas compuestas" como el 'Olivar viñedo' o el 'Urbano Mixto'). En la definición de las características

espaciales del modelo de datos del SIOSE, la entidad "polígono" puede estar formada por una única cobertura simple o bien asociaciones de estas; además es considerada uniforme y homogénea en su extensión. No obstante, a la hora de utilizar estos polígonos como selectores de AE, se debe asegurar que no existe contaminación sustantiva por píxeles ajenos a la categoría de interés, especialmente en aquellos polígonos caracterizados como 'asociaciones' de varias coberturas simples. Por este motivo, en una segunda fase se realiza un filtrado o refinamiento de los píxeles circunscritos dentro de los polígonos seleccionados, empleando para ello filtros basados en umbrales de índices de vegetación como el *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI). Posteriormente, parte de los píxeles filtrados se destinan al clasificador, reservándose el resto para validación.

Este trabajo pretende profundizar en la utilización del índice NDVI para mejorar la diferenciación y filtrado de los píxeles obtenidos mediante los polígonos de la base de datos del SIOSE. El objetivo que se pretende es presentar mejoras en la definición de filtros específicos derivados a partir del análisis de la dinámica temporal de las cubiertas de interés para el usuario.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Ámbito de estudio

El ámbito de estudio se sitúa al NNE de la Península Ibérica (Figura 1) y viene determinado por el área definida por la escena Landsat 200-031, que cubre parte de las Comunidades Autónomas de Aragón, Castilla La Mancha, Castilla y León, Euskadi, La Rioja y Navarra. El ámbito de estudio cubre una extensión de aproximada de 225×255 km^2. A nivel geográfico, la Cuenca Hidrográfica del Ebro domina este territorio en el cual se encuentran importantes zonas de cultivo irrigadas que contrastan con áreas dominadas por cultivos de secano.

2.2. Materiales utilizados

Se obtuvieron imágenes Landsat-5 y Landsat-7 del USGS y ESA calibradas radiométricamente y ortorectificadas geométricamente (L1T). Las fechas se distribuyen temporalmente entre los meses de abril a septiembre de 2001 (28 de abril, 30 de mayo, 1 de julio, 25 de julio y 11 de septiembre), lo que permitió capturar las principales variaciones fenológicas y evitar sombras topográficas extremas.

2.3. Base de datos del SIOSE

El Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (SIOSE, www.siose.es) es un modelo de datos orientado a objetos que permite describir el territorio mediante coberturas o combinaciones de ellas acompañado de sus porcentajes de ocupación y otros atributos adicionales. Se fundamenta en tres tablas principales relacionadas (T_POLIGONOS, T_VALORES y TC_SIOSE_COBERTURAS) que almacenan los atributos geométricos de cada polígono y la información relacionada con las coberturas contenidas en los mismos. Inicialmente generada en base al año de referencia 2005, se dispone de actualizaciones con fecha de referencia 2009, 2011 y 2014 para cada Comunidad Autónoma.

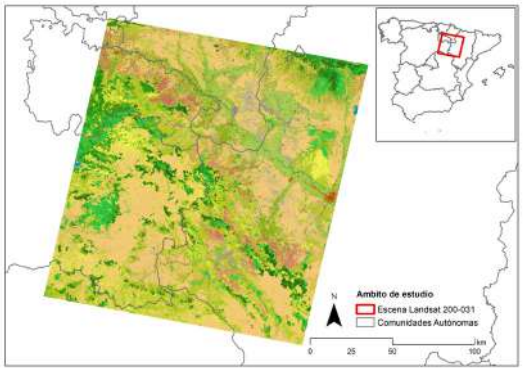


Figura 1. *Ámbito de estudio definido por la escena Landsat 200-031.*

La base de datos del SIOSE implementa diversos métodos de consulta sobre las coberturas presentes en cada polígono, posibilidades que han ido cambiando en sus diversas versiones. A modo de referencia, las opciones disponibles son: las consultas por "rótulo" SIOSE, las consultas realizadas empleando lenguaje "XML", las consultas por "tabla plana" o las consultas sobre la base de datos "completa", que permiten explotar toda su potencialidad.

2.4. Procesamiento de las imágenes y obtención de índices de vegetación

Debido a las diferencias en el procesamiento en origen de las imágenes USGS y ESA, éstas presentan un ámbito geográfico no idéntico, por lo que hubo que adaptarlas a una misma envolvente común con igual paso de malla. Posteriormente fueron corregidas radiométricamente empleando el módulo CorRad de MiraMon, que emplea, entre otros parámetros, áreas pseudo-invariantes (PIA) derivadas del *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) (Pons et al., 2014). Se empleó el *Normalized Difference Snow Index* (NDSI) para derivar una máscara que aislara las áreas nevadas y fueron digitalizadas máscaras de nubes y errores del sensor. Posteriormente se derivaron los NDVI para cada fecha, que permitieron el análisis de la dinámica fenológica de cada categoría para el periodo evaluado.

2.5. Extracción de áreas de entrenamiento del SIOSE

Se dispone de una leyenda compuesta por 12 categorías, definidas como [ARR] arrozales, [CNF] coníferas, [CHS] cultivos herbáceos de regadío, [CHS] cultivos herbáceos de secano, [LER] leñosos de regadío, [LES] leñosos de secano, [FDC] frondosas caducifolias, [FDP] frondosas perennifolias, [MTR] matorral, [PST] pastizal, [SDN] suelo desnudo y [URB] urbanizado.

Se seleccionó la base de datos del SIOSE 2005 por su mayor coherencia temporal con las fechas de las imágenes seleccionadas. Así, a partir de consultas basadas en *Structured Query Language* (SQL) sobre la "tabla plana" de la base de datos, se extrajeron polígonos caracterizados por un porcentaje mayor de ocupación (variable en función del tipo de cobertura), cuyos bordes fueron erosionados

posteriormente para evitar zonas de transición entre coberturas. Con el apoyo de ortofotos del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) de 2004, en los polígonos extraídos del SIOSE se identificaron "áreas control" para cada categoría. Éstas sirvieron de base para realizar un análisis de superposición con las capas de NDVI generadas para cada fecha, obteniéndose la evolución temporal del promedio de la mediana (no de la media) de los valores de NDVI (Figuras 2 y 3).

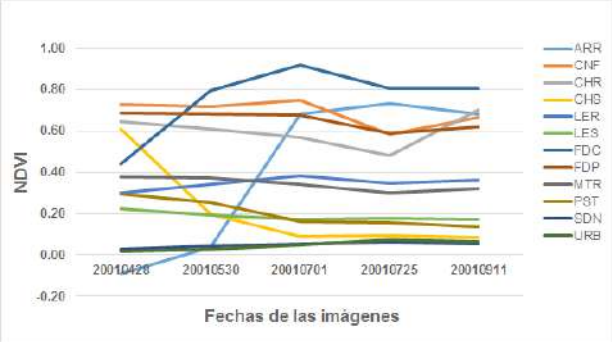


Figura 2. *Dinámica temporal del NDVI de cada categoría. Cada línea representa el promedio de las medianas de los pixeles en cada 'área control'.*

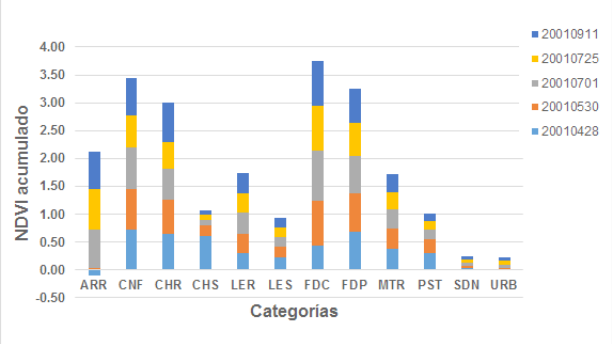


Figura 3. *NDVI acumulado, representativo de la actividad fotosintética.*

A partir del análisis de las dinámicas del NDVI se elaboraron filtros específicos multicriterio basados en la concatenación de criterios definidos de forma empírica que fijaban valores umbrales para cada categoría (Figura 4). Estos criterios permiten ser adaptados a los comportamientos fenológicos específicos de las categorías de interés. Así, el criterio [1] se muestra de utilidad en cubiertas con baja variabilidad temporal del NDVI (FDP, SDN, URB). El criterio [2] permite establecer aquellas categorías con una marcada actividad fotosintética (FDC, FDP, CNF o ARR), mientras que el [3] lo hace en categorías con un claro comportamiento estacional (ARR, CHS, FDC). Finalmente, el criterio [4] establece los umbrales de interés para aquellas categorías que muestran valores característicos durante la primavera, el verano o final de verano, o el inicio de otoño (PST, LER, LES, CHS, CHR).

$$\left(\min_{1<i<n} NDVI_i,\ \max_{1<i<n} NDVI_i\right) \quad [1]$$

$$\left(\min \sum_{i=1}^{n} NDVI_i,\ \max \sum_{i=1}^{n} NDVI_i\right) \quad [2]$$

$$\left(\min(NDVI_{sept} - NDVI_{abril}),\ \max(NDVI_{sept} - NDVI_{abril})\right) \quad [3]$$

$$\begin{cases} -1 < NDVI_{abril} < 1 \\ 1 < \max NVDI_{verano} < 1 \\ -1 < NDVI_{sept} < 1 \end{cases} \quad [4]$$

Figura 4. *Definición de criterios explicitados en los filtros de NDVI. [1] es el rango de variación mínimo y máximo del NDVI. [2] define el rango de variación de la actividad fotosintética obtenido a partir del valor mínimo y máximo del NDVI acumulado. [3] es un criterio de 'signo' definido como la resta del NDVI mínimo y máximo entre las fechas extremas (septiembre y abril). [4] fija valores umbrales en momentos fenológicos específicos como son abril, septiembre (sept) o el máximo NDVI durante el verano.*

3. RESULTADOS

Como resultado del análisis de las dinámicas del NDVI se observaron comportamientos fenológicos que derivaron en filtros multicriterio para cada categoría (Tabla 1). Así, las "Coníferas" y las "Frondosas perennifolias" presentan respuestas similares del NDVI. Las "Frondosas caducifolias" muestran un marcado comportamiento estacional que es traducido en un valor elevado y positivo en su criterio de 'signo', alta 'actividad fotosintética' y un elevado valor del NDVI máximo estival. Las categorías "Matorral" y "Pastizal" presentan un rango de valores de NDVI similar, mostrando el pastizal un mayor contraste fenológico entre la fecha de abril y septiembre. Por su parte, el "Suelo desnudo" y la categoría "Urbanizado" presentan respuestas fenológicas similares, a lo largo del periodo analizado.

En las categorías agrícolas, los "Arrozales" muestran valores bajos de NDVI durante el periodo de siembra, y alta respuesta durante el verano, traducibles en un valor

Tabla 1. *Filtros multicriterio de las categorías más representativas. "MAX_VER" se refiere al valor máximo de NDVI de las imágenes de este periodo; "ABR" y "SEPT" indica los valores de NDVI del mes de abril y septiembre.*

Clase	[1] Rango NDVI	[2] Actividad Fotosintética	[3] Signo	4] Momentos fenológicos específicos					
FDP	(0,50, 0,80)	(2,50, 3,60)	(-0,15, 0,06)	ABR >	0,50	MAX_VER >	0,50	SEPT >	0,50
FDC	(0,20, 0,99)	(3,20, 4,50)	(0,30, 0,55)	ABR <	0,50	MAX_VER >	0,70	SEPT >	0,65
MTR	(0,15, 0,55)	(0,60, 2,20)	(-0,13, 0,00)	ABR >	0,50	MAX_VER <	0,50	SEPT <	0,50
SDN	(-0,04, 0,21)	(-0,10, 0,40)	(-0,02, 0,10)	ABR <	0,08	MAX_VER <	0,11	SEPT <	0,12
CHS	(0,03, 0,90)	(0,30, 3,00)	(-0,85, -0,05)	ABR >	0,16	MAX_VER <	0,27	SEPT <	0,12
LES	(0,05, 0,45)	(0,60, 1,50)	(-0,25, 0,10)	ABR >	0,05	MAX_VER <	0,30	SEPT >	0,10
ARR	(-0,50, 0,95)	(1,30, 2,40)	(0,48, 1,50)	ABR <	-0,05	MAX_VER >	0,55	SEPT >	0,40

positivo en el criterio de 'signo' y una 'actividad fotosintética' alta. Por el contrario, los "Cultivos herbáceos de secano" de invierno activos (avena, trigo, centeno, veza) muestran un fuerte contraste fenológico entre la primavera y verano, traduciéndose en un valor negativo asociado al criterio de 'signo'. Contrariamente, los "Cultivos herbáceos de regadío" presentan valores estables durante el periodo y una alta respuesta fotosintética. Las "Leñosas de secano" se diferencian respecto a las "Leñosas de regadío" al mostrar éstas últimas una mayor respuesta fotosintética.

Empleando como metodología de clasificación el método *k-nearest neighbours* (kNN) se compararon las matrices de confusión de las clasificaciones tras emplear AE sin filtrar y filtradas. Los resultados mostraron una reducción en los errores de comisión, así como un incremento en el índice kappa desde de 0,70 a 0,91.

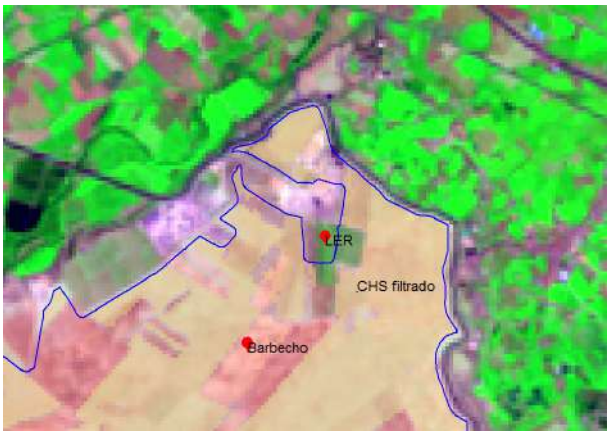


Figura 5. *Ejemplo de filtrado de la categoría CHS activos. Sobre una composición RGB 741 de la imagen 25 julio se superpone un polígono selector del SIOSE (azul) definido como "Cultivos herbáceos de secano" (CHS). Dentro de su ámbito existen cultivos de leñosos de regadío (LER), áreas en barbecho o suelos con escasa vegetación, excluidos mediante el filtrado.*

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran como la utilización de filtros multicriterio basados en umbrales de NDVI ha permitido la exclusión de píxeles ajenos a las categorías de interés, lo cual ha repercutido en una clara mejora de los resultados. Los filtros se mostraron especialmente funcionales en las categorías agrícolas, donde cambios locales en la actividad agraria pueden no corresponderse con la información recogida en la base de datos del SIOSE para la fecha de referencia elegida (Figura 5). Las clasificaciones realizadas han permitido constatar una mejora en la calidad temática de la clasificación, con especial interés en una reducción de los errores de comisión entre categorías.

Como conclusión, queremos destacar que, si bien la base de datos del SIOSE es una valiosa fuente de información a partir de la cual derivar AE en diferentes momentos temporales, en la selección de los polígonos pueden aparecer áreas con características ajenas a las categorías de interés; estas distorsiones deben ser aisladas a fin de mejorar la separabilidad entre clases y, *por ende*, la calidad temática de la clasificación.

También cabe comentar que el procedimiento presenta ciertas limitaciones asociadas al tiempo destinado a la extracción de "áreas control". Además, cubiertas como Urbano y Suelo desnudo, presentan dificultades en su discriminación que no quedan plenamente resueltas a pesar del filtrado. Sin embargo, también es muy destacable que, una vez establecidos los filtros por categorías, el procedimiento puede ser totalmente automatizado si se utiliza software de programación de procesos. En este sentido se ha empleado el software GIS MiraMon para el procesado automático de imágenes, la consulta de la base de datos del SIOSE, la generación de los filtros, la clasificación y la verificación de calidad final.

5. AGRADECIMIENTOS

Financiación del Ministerio MCIU a través del proyecto NEWFORLAND (RTI2018-099397-B-C21/C22 MCIU/AEI/FEDER, UE) y de una beca predoctoral con referencia BES-2016-078262 a M. Padial. X. Pons es receptor de una distinción ICREA Academia.

6. BIBLIOGRAFÍA

Chen, D., Stow, D. (2002). The Effect of Training Strategies on Supervised Classification at Different Spatial Resolutions. *Photogrammetric Engineering Remote Sensing*, *68*(11), 1155–1161.

Pons, X., Pesquer, L., Cristóbal, J., González-Guerrero, O. (2014). Automatic and improved radiometric correction of landsat imagery using reference values from MODIS surface reflectance images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *33*(1), 243–254.

Townshend, J.R., Masek, J.G., Huang, C., Vermote, E. F., Gao, F., Channan, S., Sexton, J.O., Feng, M., Narasimhan, R., Kim, D., Song, K., Song, D., Song, X. P., Noojipady, P., Tan, B., Hansen, M.C., Li, M., Wolfe, R.E. (2012). Global characterization and monitoring of forest cover using Landsat data: Opportunities and challenges. *International Journal of Digital Earth*, *5*(5), 373–397.

Vidal-Macua, J.J., Zabala, A., Ninyerola, M., Pons, X. (2017). Developing spatially and thematically detailed backdated maps for land cover studies. *International Journal of Digital Earth*, *8947*(August), 1–32.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 315-318. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

El linaje geoespacial como herramienta de evaluación del origen de los productos de teledetección

Closa, G.[(1)], Masó, J.[(2)], Pesquer, L.[(2)], Pons, X.[(1)]
[(1)] Grumets Grupo de Investigación; Dep. Geografía, Edifici B, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra Cataluña, España. guillem.closa@uab.cat
[(2)] Grumets Grupo de Investigación, CREAF, Edifici C, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra, Cataluña, España.

Resumen: Analizar y evaluar el origen de los datos de teledetección puede ser una tarea difícil debido a la gran heterogeneidad de datos y herramientas de geoprocesamiento hoy en día disponibles. En este sentido, la información del linaje geoespacial, parte de los metadatos que describen el "qué", el "cuándo", el "quién", el "cómo" y el "dónde" se ha generado la información geoespacial, puede resultar de una elevada utilidad. Esta contribución presenta los esfuerzos iniciales realizados con el objetivo de desarrollar una herramienta de consultas (*queries*) sobre el linaje geoespacial que permita conocer con exactitud aquellas fuentes de datos y herramientas de geoprocesamiento que han participado en la generación de conjuntos de datos de un catálogo. En este sentido, las consultas sobre el linaje ayudarán a los usuarios de información geoespacial a inferir la calidad de los datos, rastrear las fuentes de errores, aumentar la confianza en la autoría de la información geoespacial que están utilizando en sus proyectos.

Palabras clave: linaje, consultas geoespaciales, metadatos.

Geospatial provenance to evaluate remote sensing data

Abstract: *Auditing Remote Sensing (RS) data can be a tough task due to the huge heterogeneity of RS data and geoprocessing tools available. In this sense, provenance information, part of the metadata that describes "what", "when", "who", "how" and "where" have generated a particular geospatial data, can be very useful. This contribution focuses on how to query provenance information in order to receive back data sources and geoprocessing tools that have participated in the generation of datasets in a catalog. This way, queries over data provenance can be used to infer data quality, trace errors sources, trust and authority of a geospatial information.*

Keywords: *lineage, data queries, metadata.*

1. INTRODUCCIÓN

El concepto de "*Analysis Ready Data"* (ARD), datos preparados con requerimientos mínimos de procesado y metadatos (Giuliani et al., 2017), facilita el uso y la interoperabilidad de los productos de teledetección. Sin embargo los datos ARD pueden no ser aplicables en determinadas circunstancias. Es necesario disponer de la información precisa de como se ha elaborado un producto ARD y solo así será posible determinar sus limitaciones *a priori*.

Esto no es más que un ejemplo de porqué el linaje geoespacial, información sobre los orígenes de los productos de datos geoespaciales, se ha señalado como un aspecto clave en la distribución de información espacial a través de la web (Jiang et al., 2018). El linaje incluye información sobre las fuentes, las ejecuciones de procesos, algoritmos utilizados, definición de los algoritmos, momento de ejecución y la autoría o las partes responsables (Closa et al., 2017a) de la información geoespacial. Por lo tanto, al rastrear el proceso de producción (linaje), los científicos pueden evaluar la utilidad, la credibilidad, asumir estándares de calidad en los procesos de producción de los datos, la localización de los errores y su propagación (Yue et al., 2011; Zhang et al., 2017) entre otras medidas de calidad e incertidumbre. La utilidad de la información de linaje en el campo de la teledetección está documentada en distintos trabajos, como por ejemplo (Yue et al., 2014).

En teledetección, los datos se pueden ofrecer a distintos niveles de procesamiento. Además, el alto nivel de heterogeneidad en el origen de los algoritmos y los datos usados, puede ser crucial para la correcta comprensión y uso de estos datos. Por ejemplo, el centro de datos de acceso abierto Copernicus (Programa de Observación de la Tierra de la Unión Europea) ofrece datos de reflectancia aparente en el techo de la atmósfera (TOA, *top of atmosphere*) o de reflectancia a nivel de la superficie (BOA, *bottom of atmosphere*) (este último es el que se acostumbra a seleccionar como ARD). Además, los servicios Copernicus ofrecen productos de alto nivel (es decir, variables biofísicas, mapas de cobertura terrestre, etc.) usando algoritmos específicos que se han demostrado satisfactorios para fines generales. Sin embargo, otras comunidades científicas (por ejemplo, grupos de investigación regionales, asociaciones profesionales, desarrolladores locales, etc.) pueden necesitar otros métodos de procesamiento alternativos que favorezcan condiciones particulares (por ejemplo, optimizadas para áreas de montaña), o que permitan obtener una radiometría más coherente y una calibración más precisa (por ejemplo, determinar áreas pseudoinvariantes).

Aunque algunos de estos procesos ofrezcan aparentemente los mismos productos (al menos con el mismo nombre), generan resultados ligeramente distintos.

En este contexto, en el que cohabitan muchos métodos y productos, la cuestión es cómo los científicos y los técnicos pueden elegir más fácilmente los algoritmos o fuentes más convenientes para sus propósitos específicos. En la mayoría de casos la decisión se basa en aspectos clave como la calidad de los datos, la autoría, el tipo de propiedad de los datos, la confianza, etc., aspectos que se pueden inferir a partir de una buena documentación del linaje.

Algunas herramientas de SIG y Teledetección proporcionan a los usuarios algunas funcionalidades para almacenar la información de linaje. Además, las agencias espaciales han sido particularmente cuidadosas en guardar la información de linaje como parte de sus estrategias de preservación de datos. Sin embargo, a pesar del enorme potencial de la información de linaje almacenada, es raro ver un sistema que proporcione capacidades de consulta más allá de la visualización básica de metadatos.

En este sentido, esta contribución presenta los esfuerzos iniciales realizados para generar un sistema de consultas sobre la información del linaje. Estas tareas iniciales se han centrado en evaluar el potencial real del linaje más allá de su uso puramente documental. Para ello, en el apartado 3, presenta una lista de consultas generales formulables sobre el linaje. La posibilidad de formular consultas sobre conjuntos de datos (p. ej. en una base de datos, ¿qué datos se han generado con una versión específica de un algoritmo?), dará un valor añadido al linaje y brindará a los científicos y técnicos la oportunidad de inspeccionar no solo datos geoespaciales específicos, sino también los algoritmos y metodologías utilizados.

2. ANTECEDENTES

En algunos contextos una simple descripción podría ser suficiente para documentar el linaje, pero para poder consultarlo, se necesita una estructura interna bien conocida. De hecho, la utilidad del linaje aumenta si se utiliza un modelo de metadatos interoperable, lo que permite el intercambio y la participación del linaje de datos geoespaciales en un entorno de información distribuido (He et al., 2015).

La comunidad geoespacial ha usado tradicionalmente las normas ISO 19115-1 [ISO] y 19115-2 (ISO) (la última diseñada inicialmente para imágenes de satélite). En el trabajo (Closa et al,. 2017b) se presenta un modelo de linaje basado parcialmente en los estándares ISO. El sistema, desarrollado en el contexto del software MiraMon GIS y RS (Pons, 2019), está compuesto por un motor que captura el linaje en paralelo a la ejecución de un proceso, y proporciona una interfaz gráfica que muestra la información documentada en forma de árbol. Creemos que es necesario ir más allá y obtener más beneficios de la información del linaje. Para ello, los usuarios deberían tener la posibilidad de buscar (consultas sobre el linaje) entre los datos geoespaciales y las herramientas de procesamiento usadas.

3. CONSULTAS SOBRE EL LINAJE

Para ilustrar los beneficios potenciales recogidos en la información de linaje, se ha formulado una lista de 28 consultas generales (Tabla 1). La tabla relaciona los beneficios que el linaje puede aportar a los usuarios (columnas), con los elementos propios del linaje que se están consultando (filas). Las consultas se agrupan en las siguientes 4 áreas:

- Confianza y autoría: en base a las fuentes y herramientas utilizadas. La autoría puede ayudar a determinar la responsabilidad.
- Calidad de los datos: relacionada con la calidad de las fuentes y procesos utilizados. En este sentido el linaje puede ayudar a estimar la propagación del error (tanto la incertidumbre como la propagación de errores). P.ej. ¿Qué fuentes se han generado con una herramienta que ahora que tiene un error?
- Documentación y reproducibilidad: la documentación del flujo de trabajo completo puede ayudar en la tarea de reproducibilidad, especialmente si el linaje apunta a los datos reales, los metadatos o las herramientas utilizadas.

Tabla 1: *Esta tabla muestra 28 consultas generales sobre el linaje. Las columnas muestran los beneficios o aplicaciones del linaje, mientras que las filas muestran los elementos del linaje a que afectan.*

Elementos del Linaje	Beneficios del Linaje			
	Confianza y autoridad	**Calidad de los datos**	**Documentación y reproducibilidad**	**Licencia y accesibilidad**
Fuentes	1. Qué datos se han generado usando fuentes no oficiales? 2. Qué fuentes han sido las mas utilizadas?	10. Qué datos se han generado usando imágenes con la precisión posicional más elevada? 11. Qué fuentes utilizadas tienen metadatos de calidad?	16. Qué diferencias hay entre la lista de fuentes usadas para generar dos versiones (o revisiones) de un mismo producto? 17. Qué fuentes documentadas apuntan hacia los datos reales o hacia los metadatos?	22. Qué datos se han generado usando fuentes de acceso abierto? 23. Qué fuentes son accesibles en un sistema distribuido? (lista de url)
Ejecuciones y metodología	3. En una familia de metodologías, Qué productos han usado un miembro específico de la familia? 4. Qué metodologías están basadas en artículos científicos?	12. La metodología usa la herramienta Qué genera los mejores resultados?	18. Enumera los distintos flujos de trabajo usados.	24. Qué elementos tienen una citación apuntando a la metodología usada?
Algoritmos	5. Qué datos se han generado usando software no oficial? 6. Qué herramientas son las más utilizadas?	13. Qué datos se han generado con la versión mas reciente del software?	19. Qué diferencias existen entre los algoritmos usados para producir dos versiones (o revisiones) del mismo producto?	25. Qué datos han sido creados con herramientas de acceso abierto? 26. Qué herramientas usadas son accesibles en un sistema distribuido?(lista
Tiempo	7. Hay alguna fuente usada demasiado antigua para para unos propositos especificos?	14. Las fuentes usadas, tienen la misma resolución temporal Qué los datos generados?	20. La metodología usada, sigue las técnicas mas recientes y novedosas?	27. Qué resultados han sido generados con fuentes Qué no eran de acceso abierto durante un periodo de tiempo?
Agente	8. Qué institución ha generado los mapas? 9. Qué técnico era el responsable de generar cada mapa?	15. Qué datos han sido elaborados por terceros Qué ostentan certificados de	21. Quien (científico/institución) es responsable de esta metodología?	28. Qué institución distribuye las fuentes usadas?

- Licencia y accesibilidad: se relaciona con el derecho de autor de una fuente y con la mejora o no de la accesibilidad.

En la tabla 2, se aplica la tabla 1 ahora en el siguiente escenario:

"Un grupo de investigación europeo ha realizado por encargo del departamento de Medio Ambiente regional Mapas de Cubiertas de su región cada 5 años durante los últimos 30 años.

Dependiendo del año de elaboración del mapa, se han utilizado imágenes Landsat-5, Landsat-7, Landsat-8 o Sentinel-2. Como cartografía complementaria, se han usado las correspondientes ediciones de las ortofotografías y mapas topográficos regionales y cartografía las vías de comunicación proporcionados por la agencia nacional de cartografía.

En el transcurso de los 30 años, el software disponible ha ido evolucionando. Paralelamente han apareciendo nuevas metodologías, posibilidades de geoprocesamiento y nuevas versiones de las mismas aplicaciones. Finalmente, las tareas de edición manual para corregir los errores inevitables fueron realizadas por distintos técnicos del grupo de investigación. Más allá de cada versión quinquenal generada, se generan varias revisiones de la misma versión hasta que el producto se valida como el Mapa de Cubiertas final. Todos ellos se almacenan en una base de datos".

4. INVESTIGACIONES FUTURAS Y CONCLUSIONES

Es conocido que el linaje geoespacial tiene beneficios en la distribución de información espacial a través de la web. La estandarización proporciona un vocabulario interoperable que podemos utilizar para hacer consultas. Sin embargo casi no existen herramientas para formular las consultas expuestas anteriormente. Este trabajo ilustra el potencial de la información del linaje en las tareas de determinación de la calidad, la confianza y la autoría de la información geoespacial. Por lo tanto, los esfuerzos en un futuro cercano deberán apuntar a mejorar la explotación de la información de linaje capturado para facilitar las consultas sobre el "qué", el "cuándo", el "quién", el "cómo" y el "dónde" de la generación de datos geoespaciales. Todo ello conllevará avances que darán un valor añadido a la información de linaje capturado y por extensión a los metadatos en general.

La separación de conceptos en el modelo de datos facilita la creación de software que sea capaz de responder las consultas complejas a un catálogo de metadatos. En

Tabla 2: *Esta tabla muestra 42 consultas correspondientes al caso de usos. Las columnas muestran los beneficios o aplicaciones del linaje, mientras que las filas muestran los elementos del linaje a que afectan.*

Elementos de Linaje	Beneficios del Linaje			
	Confianza y autoridad	**Calidad de los datos**	**Documentación y reproducibilidad**	**Licencia y accesibilidad**
Fuentes	1. Qué versión de los mapas de cubiertas se han generado con fuentes no oficiales? 2. Quien (científico/institución) es el propietario de las ortoimagenes utilizadas? 3. Usan todas las fuentes el SR ETRS89?	10. Qué clasificaciones automáticas se han basado en más imágenes de satélite? 11. Qué clasificaciones se han realizado con menos áreas de test? 12. En una versión concreta del mapa de cubiertas, Qué cubiertas tienen menos áreas de test? 13. Qué precisión posicional tienen los mapas generados con imágenes Landsat-5? Landsat-8? 14. Qué precisión temática tienen los mapas generados con imágenes Landsat-5? Landsat-7?	23. Qué mapas de cubiertas se han generado con Landsat ? I qué otros con Sentinel? 24. Cuales son las diferencias entre las listas de fuentes usadas para producir dos versiones distintas del mapa de cubiertas? 25. Cuales son las diferencias entre las listas de fuentes usadas para producir una revisión de mapas de cubiertas?	34. Las ortofotografias son de acceso abierto? 35. Los mapas de vías de comunicación son accesibles en entornos distribuidos? (lista url)
Ejecuciones y metodología	4. La metodología usada para generar mapas de cubiertas, está basada en un articulo científico?	15. Cual es el flujo de trabajo completo para generar mapas de cubiertas? 16. La metodología para generar mapas de cubiertas sigue las tecnicas más novedosas? 17. La metodolia para generar mapas de cubiertas, es consistente en el tiempo?	26. Qué versiones del mapa de cubiertas han sido generadas con el mismo flujo de trabajo? 27. Ha sufrido cambios el flujo de trabajo entre las distintas versiones del mapa de cubiertas? 28. Ha sufrido algún cambio el flujo de trabajo en la revisión del mapa de cubiertas?	36. Existe algún resumen (o citación del mismo) que explique la metodología usada para generar el mapa? 37. Cual es la url de la citación qué apunta a la metodología usada para generar el mapa de cubiertas?
Algortimos	5. Quien (científico/institución) es el desarrollador del algoritmo que genera clasificaciones automáticas? 6. Qué mapas de cubiertas se han creado usando algoritmos desarrollados per vendedores de software con credibilidad?	18. Qué precisión temática tienen los mapas de cubiertas generados con una versión especifica del sofware? 19. Qué precisión posicional tienen los mapas de cubiertas generados con una versión especifica del sofware? 20. Se ha descubierto un error el algoritmo, qué mapas se han generado usando esa versión del algoritmo?	29. Cuales son las diferencias entre la lista de algoritmos usados para producir dos versiones distintas del mapa de cubiertas? 30. Qué diferencias hay entre las lista de algoritmos usados para generar una revisión de mapas de cubiertas?	38. Los algoritmos usados son de código abierto? 39. Es este algoritmo accesible en un entorno distribuido? 40. Cual es el algoritmo de esta fuente?
Tiempo	7. Los datos auxiliares usados tienen la misma cobertura temporal que los mapas de cubiertas?	21. Qué resolución temporal tienen las imágenes de satélite usadas para generar las clasificaciones temporales?	31. A lo largo de las distintas versiones realizadas, se ha reducido el tiempo de procesamiento? 32. La metodología sigue el las tecnicas mas novedosas del sector?	41. Qué resultados se han generado basados en fuentes Qué no eran de acceso abierto por un periodo de tiempo?
Agente	8. Qué institución ha generado los mapas de cubiertas? 9. Qué técnico ha realizado las tareas manuales de edición en la segunda edición del mapa de cubiertas?	22. Quien (científicos/instituciones) han generado los mapas de cubiertas?	33. Quien (científico/institución) es responsable de la metodología de generación de mapas de cubiertas?	42. Qué institución está distribuyendo los mapas de cubiertas?

este sentido, el objetivo principal será la implementación de una herramienta que permita seleccionar datos geoespaciales o herramientas de geoprocesamiento a partir de la información del linaje.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido parcialmente financiado por el Ministerio de español MCIU a través del proyecto de investigación NEWFORLAND (RTI2018-099397-B-C21 MCIU / AEI / FEDER, UE). Por parte del Gobierno catalán [SGR2017 1690] y por los proyectos europeos ECOPotential (grant num. 641762) y ERA-PLANET (H2020-SC5-2014-689443). Xavier es receptor de una distinción ICREA Academia.

6. BIBLIOGRAFÍA

Closa, G., Masó, J., Proß, B., Pons, X. 2017a. *W3C PROV to describe provenance at the dataset, feature and attribute levels in a distributed environment*. Computers, Environment and Urban Systems, *64*, 103-117, M.

Closa, G., Masó, J., Julià, N., Pesquer, L., Zabala, A. 2017b. *Web processing service to describe provenance and geospatial modeling*, GEOProcessing, Nice.

Giuliani, G, Chatenou, B., Bono, A., Rodila, D., Richard, J.P., Allenbach, K. 2017. *Building an Earth Observations Data Cube: lessons learned from the Swiss Data Cube (SDC) on generating Analysis Ready Data (ARD) Big Earth Data*, 1(1-2).

He, L., Yue, P., Di, L., Zhang, M., Hu, L. 2015. *Adding geospatial data provenance into SDI—a service-oriented approach*. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 8(2), 926-936.

ISO 19115-1. 2009."*Geographic Information- Metadata-Part 1: Fundamentals*".

ISO 19115-2 .2014. "*Geographic Information- Metadata-Part 2: Extensions for acquisition and processing*.

Jiang, L., Yue, P., Kuhn, W., Zhang, C., Yu, C., Guo, X. 2018. *Advancing interoperability of geospatial data provenance on the web: Gap analysis and strategies*. Computers & Geosciences, *117*, 21-31.

Pons, X. MiraMon. 2019. *Geographical information system and remote sensing software*. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF).

Yue, P., Wei, Y., Di, L., He, L., Gong, J., Zhang, L. 2011. *Sharing geospatial provenance in a service-oriented environment*. Computers, Environment and Urban Systems, *35*(4), 333-343.

Yue, P., Zhang, M., Guo, X., Tan, Z. 2014. *Granularity of geospatial data provenance*. In Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2014 IEEE International (pp. 4492-4495).

Zhang, M., Yue, P., Wu, Z., Ziebelin, D., Wu, H., Zhang, C. *2017. Model provenance tracking and inference for integrated environmental modelling*. Environmental Modelling & Software, *96*, 95-105.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 319-322. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Automatización del procesamiento de series temporales de imágenes y de la publicación *online* de productos del Espacio Natural de Doñana

Díaz-Delgado, R., García, D., Aragonés, D., Afán, I., Bustamante, J.
Laboratorio de SIG y Teledetección (LAST-EBD), Estación Biológica de Doñana, CSIC, c/ Américo Vespucio 26, 41092-Sevilla, España. rdiaz@ebd.csic.es

Resumen: En la actualidad la amplia disponibilidad de herramientas de procesamiento de imágenes permite la automatización de la práctica totalidad de procedimientos, desde la descarga de imágenes brutas hasta la publicación de productos a través de servicios interoperables. En este trabajo se presenta el esfuerzo realizado por el Laboratorio de SIG y Teledetección de la Estación Biológica de Doñana (LAST-EBD) para automatizar el protocolo de procesamiento de imágenes de los sensores de los satélites Landsat adquiridas sobre el Espacio Natural de Doñana y generar los diversos productos derivados ofrecidos a través del Servidor de Cartografía Digital de Doñana. El protocolo conlleva la descarga periódica, generación de máscara de nubes y sombras, corrección radiométrica, normalización radiométrica y generación de máscara de inundación, cartografía de turbidez del agua y NDVI. Las máscaras de inundación son asimismo utilizadas para generar el hidroperiodo anual de la marisma de Doñana, proceso que también está automatizado. Además, el procedimiento almacena toda la información de relevancia en una base de datos para poder realizar consultas rápidas tales como porcentaje de nubes, bandas no normalizadas, nivel digital del objeto oscuro (Kl), etc. El protocolo está implementado en Python, GDAL y Fmask. Para las escenas de Landsat 7 se aplica el procedimiento de relleno de huecos (*Gap fill*).

Palabras clave: automatización, tratamiento, serie temporal, servicios, productos, Doñana.

Automatic processing of time series of images and online products publishing for Doñana protected area

Abstract: *Currently, the wide availability of processing tools allows the automation of practically all procedures, from the downloading of raw images to the publication of products through interoperable services. This paper presents the effort made by the Remote Sensing and GIS Lab of the Doñana Biological Station (LAST-EBD) to automate the entire processing protocol for images of Landsat 7 and 8 satellites acquired over the Doñana Protected Area generating various derived products, offered through the Digital Cartography Server of Doñana. The protocol involves the periodic downloading, clouds and cloud-shadows masking, radiometric correction, radiometric normalization and the production of inundation, water turbidity and NDVI maps. Inundation masks are also used to produce the annual hydroperiod of Doñana marshes, which is included in the processing as well. In addition, the procedure stores all relevant information in a database in order to perform fast queries on percentage of clouds, non-normalized bands, digital numbers of the darkest object (Kl), etc. The protocol is fully implemented in Python and uses the Fmask algorithm and GDAL libraries. For Landsat 7 scenes we use the Gap fill procedure to fill the scene gaps.*

Keywords: *automation, treatment, time series, services, products, Doñana.*

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad la amplia disponibilidad de herramientas de procesamiento de imágenes permite la automatización de la práctica totalidad de procedimientos de tratamiento de imágenes de satélite, desde la descarga de imágenes brutas hasta la publicación de productos a través de servicios interoperables. Las agencias e instituciones relacionadas o encargadas de gestionar la información procedente de los Satélites de Observación de la Tierra proporcionan servidores de descarga, como el SciHub de Copernicus (https://scihub.copernicus.eu/) o el Earth Explorer del USGS (https://earthexplorer.usgs.gov/). Además, en los últimos años se prodigan los portales de visualización de productos tales como el Sentinel Playground (https://www.sentinel-hub.com/explore/sentinel-playground) donde además de visualizar las imágenes de reflectividad en superficie de los Sentinel-2, es decir, procesadas geométrica y radiométricamente, tenemos la posibilidad de visualizar diferentes composiciones de color o índices de vegetación, o de humedad entre otros. El portal permite la descarga de las imágenes en formato comprimido JPG recortadas al marco de visualización.

Otro ejemplo muy interesante lo constituye el EO Browser del Sentinel Hub (https://www.sentinel-hub.com/explore/eobrowser), donde además se ofrece posibilidad de visualización y comparación con otros sensores como Sentinel-1, Sentinel-3, Sentinel-5P, las imágenes de archivo de la ESA de Landsat 5, 7 y 8, Envisat Meris, Proba-V, MODIS y GIBS. Como gran capacidad es de destacar la posibilidad de visualizar los valores históricos de algunos de los índices disponibles aunque no permite la descarga de los valores.

El LAST-EBD procesa desde 2003 la serie de imágenes de los satélites Landsat para la escena 202-34 correspondiente a Doñana (Aragonés et al., 2005). A partir de ella obtiene y provee servicios con los productos de inundación de la marisma de Doñana (Díaz-Delgado et al., 2016), NDVI y turbidez de las masas de agua (Bustamante

et al., 2009). El protocolo se ejecutaba de forma semi-automática con cierta intervención del operador. En este trabajo se detalla el esfuerzo realizado para automatizar completamente todos los procesos que intervienen en dicho protocolo. Los objetivos del trabajo son por un lado que la implementación utilice exclusivamente software libre, mantener la calidad de los productos para su comparabilidad y análisis temporal y por último la automatización del proceso completo para actualización rápida de productos disponibles para los usuarios.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El protocolo de tratamiento de la serie Landsat integra diferentes procesamientos con objeto de obtener una serie de imágenes de reflectividad en superficie perfectamente comparables entre sí y adecuadas para los productos derivados. Todo el proceso se ejecuta en una máquina virtual CentOS7.

2.1. Descarga, descompresión, renombrado y metadatos

El gestor de tareas Crontab permite ejecutar semanalmente un *script* de Python para la búsqueda de escenas nuevas de los satélites Landsat 7 y 8 disponibles en el servidor Earth Explorer. La descarga se proporciona en formato comprimido que una vez descomprimido genera los ficheros monobanda que son renombrados siguiendo la nomenclatura del LAST-EBD. Asimismo, la información proporcionada por el fichero MTL es incorporada al fichero de metadatos. Estos procesos son registrados en la base de datos en MongoDB lo que permite su posterior utilización para consultas.

2.2. *Gap fill*, máscara de nubes y sombras

Las escenas del sensor ETM+ a bordo del satélite Landsat 7 son adquiridas desde 2003 con líneas a lo largo de toda la imagen sin información debido a un fallo en el sistema de escaneado en el sensor (escenas SLC-Off). A pesar de ello, las escenas sobre Doñana coinciden con la parte de la imagen no afectada y pueden ser utilizadas. No obstante, los huecos son rellenados utilizando el procedimiento propuesto por Maxwell et al. (2007) que emplea una imagen segmentada como base para la interpolación de los valores radiométricos de los huecos.

Para la eliminación de nubes y sus sombras empleamos el algoritmo Fmask 4 (Zhu y Woodcock 2012; Zhu et al., 2015) con criterio de confianza del 50%. Este procedimiento remueve de forma muy efectiva las nubes de cualquier tipo y sus sombras. Las mismas máscaras obtenidas con el mismo algoritmo son proporcionadas en la actualidad por el USGS junto con las imágenes Landsat 8 OLI. El porcentaje de nubes sobre Doñana es calculado y almacenado en la base de datos.

Las escenas del sensor TM descargadas con anterioridad a la implementación de este protocolo también son tratadas.

2.3. Corrección radiométrica y normalización

El proceso de corrección radiométrica consiste en dos pasos: corrección por objeto oscuro (*Dark Object Substract*, (Chavez, 1996; Aragonés et al., 2005) y normalización radiométrica mediante el uso de áreas pseudoinvariantes (PIA) (Schott et al., 1988; Pons et al. 2014). Para ello, es necesario obtener esos valores mínimos (Kl) para cada banda espectral. Tradicionalmente esta tarea se realizaba de forma visual descartando sombras de nubes, bordes de nubes o píxeles con valores perdidos. En nuestra implementación se efectúa de forma totalmente automática generando para cada escena su mapa de sombras a partir del MDT y los parámetros de azimut y altura solar de los metadatos. La búsqueda de los Kl por banda se efectúa utilizando también la máscara de nubes, buscando en los píxeles no clasificados ni como nubes ni como sombras de nubes y en los clasificados como agua. Además se utiliza como condición que se encuentre por debajo del percentil 20 del mapa de sombras. En el caso de escenas Landsat 7 ETM+ se excluyen también los valores de las líneas interpoladas (*gapmask*). Se escoge así el valor más bajo además de guardarse el histograma de cada banda de los mil valores más bajos para posteriores evaluaciones. Este procedimiento ha sido contrastado con la extracción de Kl mediante búsqueda visual para valorar su precisión con 84 imágenes (39 ETM+ y 45 OLI entre 2012 y 2016) repartidas a lo largo de todo el año. Para el cálculo de radiancias se utilizan los parámetros nominales de los metadatos, y el paso de radiancias a reflectividades de superficie emplea el MDT y modelo lambertiano con máximo de 73°. Tanto para las escenas ETM+ como las OLI se generan las reflectividades en formato entero largo de 0 a 10 000.

Posteriormente se aplica una normalización radiométrica a todas las escenas con respecto a una escena de referencia (Landast 7 ETM+ del 18 de julio de 2002) con objeto de mejorar la comparabilidad entre imágenes de distintas fechas y sensores. Se utilizan un conjunto de áreas pseudo-invariantes (PIAs) de distinto uso (mar, embalses, pinar, urbano, aeropuertos, dunas, suelo desnudo y zonas mineras) ubicadas espacialmente por toda la escena y representativas de todo el gradiente de reflectancias. La normalización aplica un modelo de regresión de mínimos cuadrados banda a banda (Hall et al., 1991; Pons et al., 2014) entre la escena de referencia y la imagen a normalizar. Este proceso fue evaluado como adecuado para aplicar métodos de cartografiado automático con series temporales de imágenes de satélite (Díaz-Delgado et al., 2012).

2.4. Generación de productos derivados y publicación *online*

En el marco de diferentes proyectos de investigación y como información proporcionada al Programa de Seguimiento de Procesos Naturales de Doñana, se generan una serie de productos relacionados fundamentalmente con el estado de las masas de agua. Por un lado se genera automáticamente mediante umbrales simples las máscaras de agua para cada fecha y el hidroperiodo por ciclo de inundación de la marisma (Díaz-Delgado et al., 2016). Asimismo se obtiene un mapa de turbidez del agua mediante implementación del modelo de (Bustamante et al., 2009) válido para la marisma y para el río Guadalquivir. Finalmente se generan las imágenes de NDVI en formato real entre –1 y +1. Todos estos productos son también

automáticamente teselados para publicación *online* mediante servicios OGC de WMS en el Servidor de Imágenes Landsat y productos derivados de Doñana (http://venus.ebd.csic.es/imgs/). El usuario puede visualizar por ciclo y fecha además de estos productos las composiciones en falso color y color natural. Todos los productos además de las imágenes de reflectividades en superficie se proporcionan en formato GeoTIFF y proyección UTM Zona 29 ETRS89 (EPSG: 25829).

3. RESULTADOS

El protocolo completo se aplica con una duración media de 3 minutos por escena. La figura 1 ofrece un diagrama de flujos del proceso.

El procedimiento de generación de máscaras de nubes y sus sombras proporciona resultados muy adecuados a lo largo de toda la serie temporal de imágenes. Alrededor de un 5% de las imágenes procesadas con Fmask no se generan, con lo que en esos casos se utiliza la banda de calidad que se proporciona con las imágenes OLI que incluye una máscara de nubes.

El proceso de validación de los valores Kl obtenidos automáticamente realizado con respecto a las estimas visuales para un subconjunto de 84 escenas, ofrece unas diferencias mínimas entre los Kl obtenidos automáticamente y por búsqueda visual (Figura 2).

Las mayores diferencias en el caso del sensor OLI se corresponden con las bandas de menor longitud de onda con mayor dispersión atmosférica. Sin embargo para ETM+ se obtienen diferencias similares para todas las bandas. Los valores de diferencia se hacen mayores para los meses de invierno en imágenes adquiridas por ambos sensores. La comparación de valores mediante test de T de Student no apreció diferencias significativas para ninguno de los sensores ($t=1{,}14$, $p>0{,}25$ OLI; $t=-0{,}24$, $p>0{,}80$ ETM+).

Los productos generados son alojados en el Servidor de Imágenes Landsat y productos derivados de Doñana donde se permite la visualización, consulta y descarga (Figura 3). Cada uno de ellos se ofrece con sus metadatos estándar ISO19139.

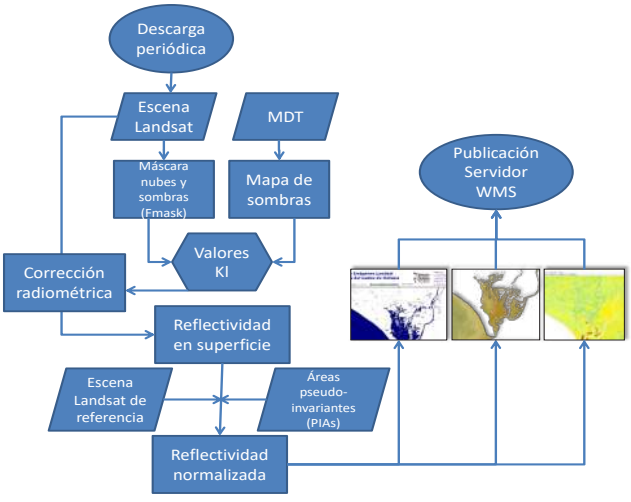


***Figura 1**.Esquema de procesado del protocolo automático.*

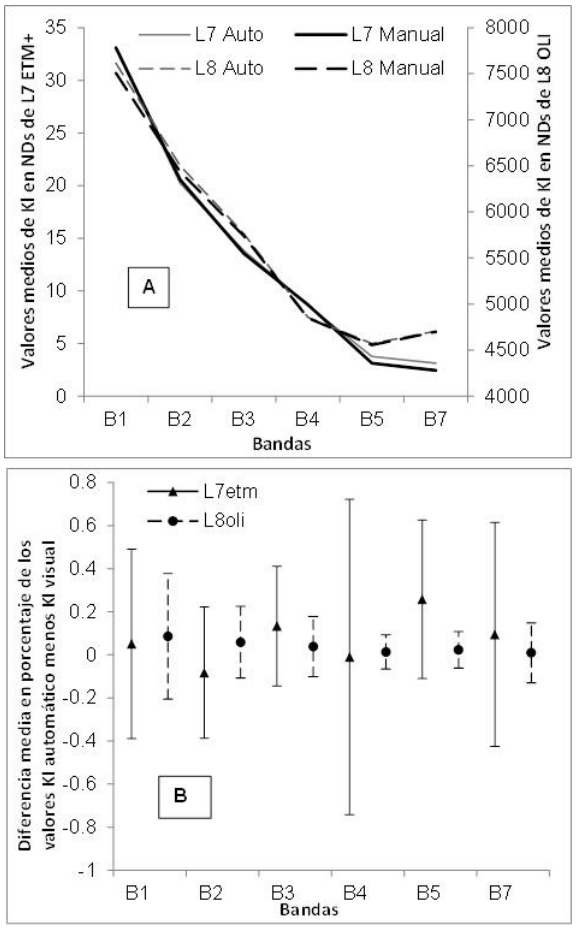


***Figura 2**.A) Valores medios de Kl obtenidos automática y manualmente para escenas OLI y ETM+. B) Promedio y DE de las diferencias en porcentaje entre los NDs seleccionados como Kl automática y manualmente para cada banda de ETM+ y OLI.*

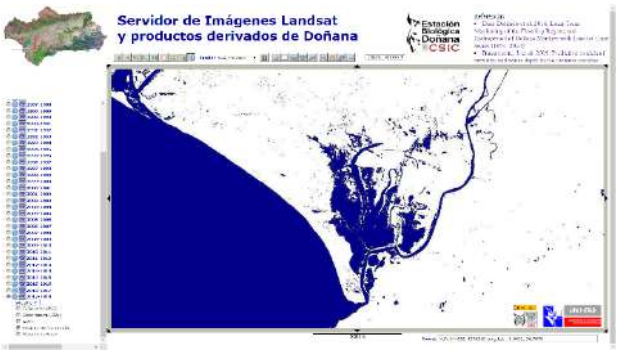


***Figura 3**.Aspecto general del Servidor de Imágenes Landsat y productos derivados de Doñana con la selección de una máscara de inundación.*

4. DISCUSIÓN

El proceso de automatización ha sido implementado exitosamente utilizando en su totalidad software libre y permitiendo una actualización rápida dependiente de la disponibilidad de descarga de nuevas adquisiciones de los sensores a bordo de los satélites Landsat. El proceso completo se ejecuta en un tiempo muy corto lo que permite actualizar el servidor para los usuarios que requieran el uso de los productos.

No obstante, la escena de referencia del año 2002 del sensor ETM+ ha quedado un tanto obsoleta y en un futuro próximo se actualizará con una escena del sensor OLI para ser utilizada con las imágenes de este sensor.

Otro aspecto que pretende resolverse es la catalogación de todos los productos mediante la herramienta GeoNetwork. Así podrán ofrecerse de forma interoperable todos los productos del procesamiento automático para consulta pública.

Por último, ya se está aplicando el protocolo a otras escenas Landsat de Andalucía y se están realizando pruebas para el procesamiento automático con las imágenes del sensor Sentinel-2MSI.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los alumnos en prácticas de la Universidad de Sevilla, Ángel Fernández Carrillo y Ana Isabel García Rodríguez, su labor en la obtención de Kls por búsqueda visual.

6. BIBLIOGRAFÍA

Aragonés, D., Diaz-Delgado, R., Bustamante, J. 2005. Tratamiento de una serie temporal larga de imágenes Landsat para la cartografía de la inundación histórica de las marismas de Doñana. Page *Actas XI Congreso Nacional de Teledetección*. Puerto de la Cruz, Tenerife.

Bustamante, J., Pacios, F., Díaz-Delgado, R., Aragonés, D. 2009. Predictive models of turbidity and water depth in the Doñana marshes using Landsat TM and ETM+ images. *Journal of Environmental Management* 90:2219–2225. doi: 10.1016/j.jenvman.2007.08.021.

Chavez, P.S. 1996. Image-based atmospheric corrections-revisited and improved. *Photogrammetric engineering and remote sensing* 62:1025–1035.

Díaz-Delgado, R., Aragonés, D., Afán, I., Bustamante, J. 2016. Long-Term Monitoring of the Flooding Regime and Hydroperiod of Doñana Marshes with Landsat Time Series (1974–2014). *Remote Sensing* 8:775. doi: 10.3390/rs8090775.

Díaz-Delgado, R., Aragonés, D., Afán, I., Bustamante, J. 2012. Evaluación del proceso de normalización radiométrica en la cartografía histórica de áreas inundadas en Doñana con series temporales largas de Landsat. Pages 45–50 *in* J. Martínez Vega and P. Martín Isabel, editors. *XV Congreso Nacional Tecnologías de Información Geográfica*. CSIC, Madrid, España.

Hall, F.G., Strebel, D.E., Nickeson, J.E., Goetz, S.J. 1991. Radiometric rectification: Toward a common radiometric response among multidate, multisensor images. *Remote Sensing of Environment* 35:11–27. doi: 10.1016/0034-4257(91)90062-B.

Maxwell, S.K., Schmidt, G.L., Storey, J.C. 2007. A Multi-scale Segmentation Approach to Filling Gaps in Landsat ETM+ SLC-off Images. *Int. J. Remote Sens.* 28:5339–5356. doi: 10.1080/01431160601034902.

Pons, X., Pesquer, L., Cristóbal, J., González-Guerrero, O. 2014. Automatic and improved radiometric correction of landsat imagery using reference values from MODIS surface reflectance images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 33:243–254. doi: 10.1016/j.jag.2014.06.002.

Schott, J.R., Salvaggio, C., Volchok, W.J. 1988. Radiometric scene normalization using pseudoinvariant features. *Remote Sensing of Environment* 26:1–16. doi: 10.1016/0034-4257(88)90116-2.

Zhu, Z., Wang, S., Woodcock, C.E. 2015. Improvement and expansion of the Fmask algorithm: cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. *Remote Sensing of Environment* 159:269–277. doi: 10.1016/j.rse.2014.12.014.

Zhu, Z., Woodcock, C.E. 2012. Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment* 118:83–94. doi: 10.1016/j.rse.2011.10.028.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 323-326. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Evaluación rápida de tendencias y cambios en la vegetación de Doñana mediante el uso de la serie histórica de NDVI de Landsat con Google Earth Engine

Díaz-Delgado, R., García, D.
Laboratorio de SIG y Teledetección (LAST-EBD), Estación Biológica de Doñana, CSIC, c/ Américo Vespucio 26, 41092-Sevilla, España. rdiaz@ebd.csic.es

Resumen: La herramienta proporcionada por Google Earth Engine (GEE) contribuye de forma excepcional al análisis rápido de las series temporales de imágenes. La amplia disponibilidad de conjuntos de datos procedentes de múltiples sensores con niveles de procesamiento avanzados permite efectuar procedimientos analíticos de tendencias y cambios de usos y coberturas del suelo de una forma sencilla, reduciendo ampliamente los tiempos de cálculo y descartando los procesos de descarga de imágenes habituales. En este trabajo presentamos los resultados de analizar los cambios y tendencias de los usos y cubiertas en el Espacio Natural de Doñana y su entorno en los últimos 23 años. Para ello utilizamos la serie temporal de las imágenes de reflectividad en superficie de los sensores a bordo de los satélites Landsat 5, 7 y 8 (*USGS Landsat Surface Reflectance Tier 1*). Mediante el empleo de los algoritmos de regresión lineal y armónica y sus *scripts* públicos, visualizamos las diferentes tendencias y sus diferencias. Mediante la herramienta de consulta por píxel podemos extraer fácilmente los valores por píxel de toda la serie de NDVI. Se muestran así algunos de los ejemplos más relevantes de los cambios ocurridos en este espacio protegido.

Palabras clave: Google Earth Engine (GEE), NDVI, serie temporal Landsat, tendencias, cambios, Doñana.

Rapid assessment of trends and changes in Doñana vegetation by using Landsat NDVI time series with Google Earth Engine

Abstract: *The tool provided by Google Earth Engine (GEE) makes an exceptional contribution to the rapid analysis of time series of images. The wide availability of data sets from multiple sensors with advanced processing levels allows to perform analytical procedures of trends and changes of uses and coverage of the soil in a simple way, greatly reducing calculation times and discarding the usual image downloading processes. In this work we present the results of analyzing the changes and trends of uses and covers in the Doñana Natural Area and its surroundings in the last 23 years. We used the temporal series of surface reflectivity images of the sensors on board the Landsat 5, 7 and 8 satellites (USGS Landsat Surface Reflectance Tier 1). By using the algorithms for linear and harmonic regression, and their public scripts, we visualize the different tendencies and their differences. Using the query tool per pixel we can easily extract the values per pixel of the entire NDVI series. This shows some of the most relevant examples of the changes that have occurred in this protected area.*

Keywords: *Google Earth Engine (GEE), treatment, time series, services, products, Doñana.*

1. INTRODUCCIÓN

La herramienta Google Earth Engine (GEE) es una plataforma en la nube que proporciona una capacidad computacional masiva de alta eficiencia (Gorelick et al., 2017). GEE permite mediante computación en paralelo un análisis ultra-rápido de las series temporales de imágenes de satélite y otras fuentes. GEE ofrece además una amplia disponibilidad de conjuntos de datos procedentes de múltiples sensores con niveles de procesamiento avanzados en su catálogo público. A través de una Interfaz de Programación de Aplicaciones (API) permite programar y efectuar procedimientos analíticos de todo tipo a los diferentes conjuntos de datos denominados colecciones. El análisis de tendencias y cambios de usos y coberturas del suelo se realiza de una forma sencilla reduciendo ampliamente los tiempos de cálculo y descartando los procesos de descarga de imágenes habituales.

Existen multitud de algoritmos y funciones implementados a través de *scripts* públicos en la API como ejemplo para ser utilizados con cualquier conjunto de datos. Pueden aplicarse desde funciones matemáticas básicas hasta sofisticadas operaciones de procesamiento de imágenes, *machine learning* o geo-estadísticas. Todas ellas se implementan por píxel y banda a banda, incluyendo operaciones lógicas que permiten refinar los algoritmos. La interfaz *online* utiliza lenguaje Javascript, y la local permite programación en Python. La zona de trabajo puede ir desde escalas locales a la totalidad del planeta. Los complejos procesamientos son soportados de forma eficiente gracias a la teselación de la información espacial a diferentes escalas. Los resultados de procesos analíticos pueden descargarse y utilizarse en local para mayor detalle. La modificación del código permite fácilmente restituir y replicar procesos además de actualizar los resultados por actualización periódica de los datos de origen en las colecciones.

El análisis de series temporales es uno de los puntos fuertes de esta herramienta mediante agregación y teselación de las imágenes. Hay multitud de ejemplos publicados entre los que podemos destacar la estima de pérdida de masa forestal global (Hansen et al., 2013) o la cartografía global de masas de agua y su estacionalidad (Pekel et al., 2016).

En este trabajo hacemos uso de esta herramienta para poder extraer las tendencias y cambios ocurridos en los últimos 23 años (1995-2018) en el Espacio Natural de Doñana y su entorno. Para ello empleamos dos algoritmos de regresión de series temporales de NDVI y la herramienta analítica de extracción de valores históricos. El objetivo es valorar la utilidad de la herramienta para ubicar rápidamente procesos temporales de cambio y sus tendencias por píxel y poder proporcionar como referencia dicha información en la toma de decisiones del espacio protegido y su entorno.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para el empleo de GEE hay que registrarse como usuario avanzado para solicitar un entorno de trabajo personalizado en la interfaz (Figura 1). Una vez conseguido procedimos a seleccionar las colecciones adecuadas y adoptar los *scripts* públicos de análisis de regresión temporal.

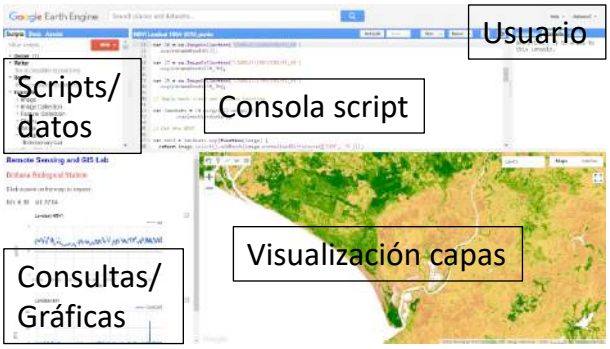


Figura 1*.Aspecto general de la interfaz de GEE en entorno personalizado. En la ventana de visualización de capas se muestra el área de estudio.*

2.1. Área de estudio

La zona de estudio se corresponde con el Espacio Natural de Doñana y su entorno situada en la margen derecha de la desembocadura del Río Guadalquivir, en las provincias de Huelva y Sevilla (Figura 1). Esta superficie cuenta con una elevada representación de cubiertas naturales y usos del suelo, desde dunas costeras y vegetación mediterránea hasta invernaderos y arrozales. La marisma de Doñana junto con las masas de pinar constituyen las cubiertas naturales dominantes. Estas cubiertas presentan una importante dinámica natural en muchas ocasiones afectada por causas de origen antrópico (fragmentación, decaimiento, incendios, actuaciones forestales e hidrológicas, etc.).

2.2. Colecciones empleadas

Para el presente estudio se seleccionaron las colecciones de reflectividad en superficie del USGS (*Landsat Surface Reflectance Tier 1*) de los satélites Landsat 5, 7 y 8 que incluyen las imágenes de sus respectivos sensores TM, ETM+ y OLI a 30 m de tamaño de píxel. Con las bandas del Infrarrojo cercano y el rojo se computó el NDVI incluyendo una función para descartar los píxeles cubiertos por nubes y los sin datos. Estas colecciones han sido corregidas atmosféricamente con el algoritmo LEDAPS (Masek et al. 2012) para TM y ETM+ y LaSRC (Dwyer et al., 2018). El periodo disponible utilizado para el análisis se extiende desde 1995 a 2018.

2.3. Análisis de tendencia temporal

Con objeto de obtener información sintética del amplio volumen de datos se utilizaron dos algoritmos de regresión de series temporales disponibles en el repositorio de *scripts*:

1. Regresión lineal simple: Se ejecuta píxel a píxel proporcionando como salida los parámetros de la regresión para cada píxel, i.e. la pendiente y el intercepto.
2. Regresión armónica: Efectúa un ajuste sobre la curva temporal de variación del NDVI asumiendo una función trigonométrica. Como resultado proporciona además del valor de NDVI promedio del ajuste los valores de fase y amplitud (Shumway y Stoffer 2017). Este producto se denomina estacionalidad y permite valorar en composición de color de las tres componentes de salida las cubiertas más estables a lo largo de un ciclo frente a las más efímeras en términos de verdor.

Los *scripts* públicos son utilizados como plantilla sobre la que integramos las colecciones seleccionadas y definimos el área de visualización junto con las capas a mostrar y los productos descargables.

2.4. Aplicación de consulta de datos históricos de NDVI y EVI de Landsat

Dado que los productos anteriores sólo proporcionan valores sintéticos por píxel, elaboramos un *script* para poder efectuar consultas de los valores históricos de NDVI y EVI de los sensores de Landsat por píxel. La implementación está disponible en forma de aplicación, una de las opciones de GEE para compartir la herramienta con desarrollos propios (https://digdgeografo.users.earthengine.app/view/ndvi-and-evi-landsat-time-series). Es de acceso público y permite no solo la consulta en el área de estudio de este trabajo si no de cualquier píxel en cualquier parte del planeta por debajo de los paralelos 60 y –60.

3. RESULTADOS

3.1. Análisis de la pendiente de regresión lineal

La pendiente obtenida para el área de estudio y el periodo analizado varía entre –0,04 y 0,04. Este coeficiente es más fácil de interpretar que el intercepto. Los valores más extremos se corresponden, en concreto los positivos (aumento consistente de los valores de NDVI) mayoritariamente con la aparición de nuevos cultivos, tanto balsas de arroz como otros regadíos (Figura 2a). También muestran una tendencia al incremento las márgenes del río Guadiamar, muy probablemente vinculado al intenso programa de restauración tras el vertido de la mina de Aznalcollar en 1998. En la marisma natural con valores más bajos pero también positivos se identifica el incremento de vegetación en los lucios de la FAO y del Cangrejo y a lo largo del caño Guadiamar (Figura 2b). Estas áreas se han beneficiado de la exclusión de ganado permitiendo un desarrollo de carrizales y juncales. Asimismo se aprecia

muy bien el efecto de colonización en el cono de deyección del Arroyo del Partido. Los pinares del Abalario aparecen manifiestamente con tendencias positivas evidenciando el proceso de densificación y crecimiento en estas áreas de plantación forestal (Figura 2c). Curiosamente, no se evidencia el efecto del incendio de las Peñuelas ocurrido en el Espacio Natural de Doñana en julio de 2017, en la zona del Abalario y el Asperillo. Probablemente la huella de la zona quemada no tiene un peso suficiente en la tendencia.

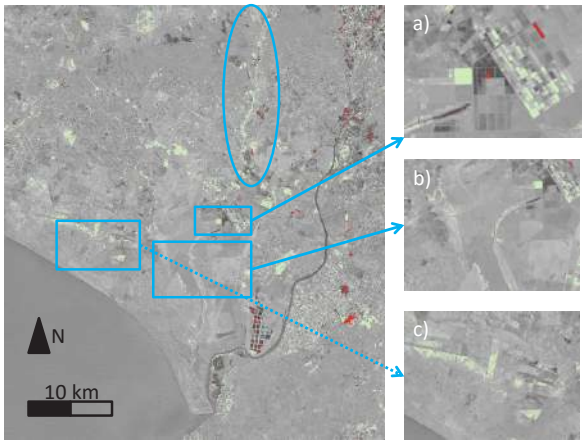


***Figura 2**. Imagen de pendientes de la regresión lineal del NDVI de Landsat para el periodo 1995-2018. En verde los píxeles con valores > 0,3. En rojo los valores < -0,2. a) Nuevas tablas de arroz; b) Incremento de verdor en los lucios y desembocadura del Arroyo del Partido; c) crecimiento pinares del Abalario.*

3.2. Análisis de la estacionalidad a partir de la regresión armónica

La regresión armónica implementada en GEE proporciona como salida una composición de color procedente de una descomposición HSV (*Hue-Saturation-Value*) donde el color (*Hue*) es asignado a la fase de la función, la saturación se asigna a la amplitud y el valor se corresponde con un valor promedio de NDVI (Figura 3).

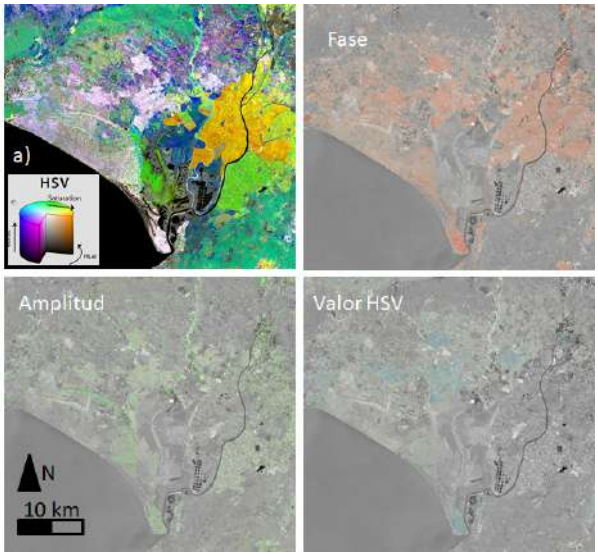


***Figura 3**.a) Composición de color de las tres componentes de la regresión armónica. Se muestran también los valores extremos de cada componente.*

La imagen obtenida para el Espacio Natural de Doñana y su entorno muestra de forma conspicua con colores blancos las zonas con mayor amplitud en el verdor a lo largo del periodo analizado en términos de fenología. Son por ejemplo los pinares de la punta del Malandar en la desembocadura del río Guadalquivir o las zonas de cultivos de invernaderos al norte de la aldea de El Rocío. También aparecen con valores brillantes la vegetación de ribera asociada al cauce del Arroyo de la Rocina y sus afluentes. Es de destacar también la discriminación estacional evidenciada por los valores altos de amplitud en las zonas más húmedas del manto arrasado de las arenas estabilizadas dominado por el brezal.

Las zonas con valores oscuros se corresponden con cubiertas con vegetación escasa o nula como las dunas activas, aunque también se identifican muy bien las masas de agua en la marisma natural que suelen tener vegetación acuática sumergida y flotante. La mayor coloración o tonalidad representa el efecto de la fase, es decir, la duración del ciclo ajustado a la función. Con valores altos de fase se muestra el arrozal y los cultivos de regadío de la margen derecha del río. Por último es reseñable la asignación en esta composición de colores verdes a la zona de la marisma de Hinojos mayoritariamente cubierta por la castañuela, planta que emerge sobre el agua y que domina esta zona.

3.3. Consulta de valores históricos de NDVI y EVI

La aplicación diseñada para realizar consultas rápidas de los valores de NDVI y EVI históricos permite elegir cualquier píxel y una vez seleccionado proporciona en cuestión de segundos los valores descartando las fechas con nubes. La aplicación permite visualizar los gráficos en una nueva pestaña de navegación que además habilita la posibilidad de descarga de los datos en formato CSV. Un total de 805 imágenes son analizadas en cada consulta. Estas consultas permiten aplicar modelos de tendencias por píxel. Por ejemplo, la figura 4 muestra la apariencia de la aplicación una vez efectuada una consulta por localización en la zona afectada por el incendio de las Peñuelas en junio de 2017. La serie histórica tanto de NDVI como de EVI muestran para el periodo analizado (desde 1985) una tendencia incremental para sufrir la súbita caída característica de una perturbación. También se aprecia la tendencia de regeneración post-incendio si bien aún se encuentra lejos de los valores previos al fuego.

4. DISCUSIÓN

La herramienta GEE permite fácil y rápidamente el análisis de series temporales, merced sobre todo a la disponibilidad de *scripts* públicos con algoritmos variados. No obstante, la programación de *scripts* propios requiere de un aprendizaje mínimo de lenguaje Javascript o Python para poder efectuar implementaciones sofisticadas.

De los métodos de regresión empleados, la pendiente procedente de la regresión lineal por píxel, resulta el más ilustrador de las tendencias tanto negativas como positivas. No obstante, los valores obtenidos son en su mayoría bajos (próximos a 0, sin tendencia) y sólo algunos cambios muy relevantes como la puesta en cultivo o el abandono agrícola aparecen de forma evidente. El análisis permite

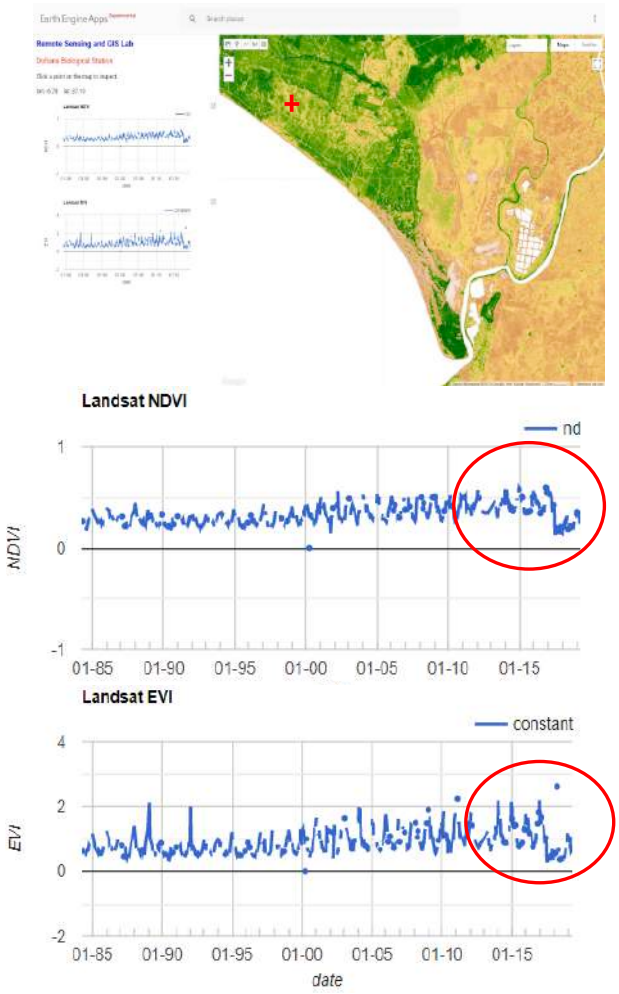


***Figura 4**.Aspecto general de la aplicación de consulta de valores históricos de NDVI y EVI de Landsat desde 1985. La consulta en la zona quemada en 2017 (cruz roja) muestra la caída del NDVI y del EVI y el proceso de regeneración (círculos rojos).*

ubicar rápidamente este tipo de cambios de uso. En el ámbito natural es interesante evidenciar los procesos de densificación y crecimiento de las plantaciones forestales, así como los efectos de exclusión de pastoreo en ciertas zonas de la marisma, confirmando así el propósito de las diferentes actuaciones de gestión. Sin embargo, el efecto del incendio de las Peñuelas no se aprecia en los valores de la pendiente, sin duda por el poco tiempo ocurrido desde el incendio.

Los resultados de la regresión armónica no son tan intuitivos a la hora de ser interpretados, si bien sí permiten confirmar la diferente estacionalidad presente en los valores de verdor (NDVI) por píxel para el periodo analizado. Así, es fácil diferenciar las fases relacionadas con la fenología de los cultivos o la vegetación natural, lo cual podría ser utilizado para clasificar las diferentes cubiertas y usos en función de su dinámica temporal. También la variabilidad inherente a cada cubierta queda bien retenida por la componente de amplitud sobre todo para las cubiertas con valores altos de NDVI y poca variación interanual.

De forma complementaria, la aplicación diseñada para extraer los valores históricos de NDVI y EVI sí permite realizar análisis detallados de las series temporales por píxel. En este caso sí se hace patente el efecto por ejemplo del incendio de las Peñuelas. La aplicación puede ser utilizada también para ajustar otro tipo de modelos de series temporales como por ejemplo modelos autoregresivos o de autocorrelación temporal con los valores descargados. GEE permite también la extracción de dichos valores no solo por localización puntual si no también mediante el empleo de vectores de polígonos, en cuyo caso pueden extraerse estadísticas del grupo de píxeles contenidos en ellos.

5. BIBLIOGRAFÍA

Dwyer, J.L., Roy, D.P., Sauer, B. , Jenkerson, C.B., Zhang, H.K., Lymburner, L. 2018. Analysis Ready Data: Enabling Analysis of the Landsat Archive. Remote Sensing, 10, 1363.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. Remote Sensing of Environment, 202, 18–27.

Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A. , Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. Science, 342, 850–853.

Masek, J.G., Vermote, E.F., Saleous, N., Wolfe, R., Hall, F.G. , Huemmrich, K.F., Gao, F., Kutler, J., Lim, T.K. 2012. LEDAPS Landsat Calibration, Reflectance, Atmospheric Correction Preprocessing Code. ORNL DAAC.

Pekel, J.F., Cottam, A., Gorelick, N., Belward, A.S. 2016. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. Nature, 540, 418–422.

Shumway, R.H., Stoffer, D.S. 2017. Time Series Analysis and Its Applications: With R Examples, 4th edition. Springer International Publishing. Switzerland.

SECCIÓN 06

Cartografía y fotogrametría

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 329-332. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Mejora de procesos y productos en el Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA)

Villa, G.[(1)], García, C.[(1)], Hombrados, E.[(2)], Martínez, J.[(1)], Martínez, L.[(1)], Millán, C.[(1)], Molina, S.[(2)], Ovaco, D.[(3)], Ruiz, D.[(1)], Verduguez, E.[(2)], Villena, A.[(1)]

[(1)] Unidad de Observación del Territorio, Instituto Geográfico Nacional, Ministerio de Fomento, c/ General Ibáñez de Ibero 3, 28003 Madrid, España. gmvilla@fomento.es

[(2)] Departamento de Fotogrametría y Topografía, Sistemas de Información Geográfica, Grupo Tragsa - SEPI España.

[(3)] Universidad Complutense de Madrid. España.

Resumen: Las técnicas utilizadas para homogeneizar la radiometría de los fotogramas aéreos y las ortofotos del PNOA han ido mejorando mucho en los últimos tiempos. Hace unos años se utilizaba masivamente el *dodging*, que introduce graves "artefactos" radiométricos, como el efecto de aplanamiento radiométrico a niveles de zoom bajos. Hoy en día se usan habitualmente técnicas más respetuosas con la radiometría original, como la aerotriangulación radiométrica, que da resultados mucho más razonables. Sin embargo, queda aún un amplio margen de mejora en el tratamiento radiométrico de fotos aéreas y ortofotos hasta conseguir una radiometría que se pueda considerar óptima desde los puntos de vista de la homogeneidad, estética y utilidad de los productos. En este artículo se describen los trabajos y desarrollos que se están llevando a cabo en el marco del PNOA, con el fin de optimizar la calidad visual y utilidad de los productos y servicios web.

Palabras clave: aéreas, ortofotos, visualización, colores reales, calibración radiométrica.

Improvement of processes and products in Spanish National Program for Aerial Orthophotography (PNOA)

Abstract: *The techniques used to homogenize the radiometry of aerial photos and orthophotos of PNOA project, have been greatly improved over the last years. Some time ago, "dodging" processes were massively used, introducing huge radiometric artefacts (such as the radiometric "flattening" at low zoom levels). Today, we normally use techniques that are both more rigorous and more respectful of the original radiometry, as "radiometric aerial triangulation". These techniques give much more reasonable results. Nevertheless, there is still a great space for improvement in the radiometric process of photos and orthophotos, until we obtain a radiometry that can be considered optimal from the points of view of homogeneity, aesthetics and product usability. In this article, we describe the works and developments that are being carried out the frame of PNOA, in order to optimize the visual quality and utility of PNOA products and web services.*

Keywords: *aerial photographs, orthophotos, visualization, real colors, radiometric calibration.*

1. INTRODUCCIÓN

El Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) comenzó en 2004 promovido por el Consejo Superior Geográfico y el IGN, con la participación de organismos de la Administración General del Estado y de las Comunidades Autónomas, con el fin de coordinar la realización de vuelos fotogramétricos, modelos digitales del terreno y ortofotos de todo el territorio nacional. El proyecto se definió inicialmente con una periodicidad de 2 años y unas características técnicas (resolución, precisiones, productos derivados, etc.) válidas para una gran parte de las necesidades detectadas. Los objetivos eran optimizar recursos económicos y maximizar la disponibilidad y la consistencia técnica entre los datos obtenidos por los distintos organismos.

2. EVOLUCIÓN DE LA CAPTURA DE DATOS

2.1. Cámaras digitales, NIR, altura de vuelo

En 2005 se introducen en los vuelos PNOA las cámaras fotogramétricas digitales multiespectrales con bandas RGB y NIR, que ofrecen grandes ventajas frente a las analógicas. Las imágenes digitales obtenidas permiten una mayor flexibilidad de procesamiento y una gran mejora en la calidad de los tratamientos.

Además, las zonas que tradicionalmente se volaban con GSD 45 cm para hacer ortofotos de 50 cm, desde 2017 se vuelan a 35 cm y se realizan las ortofotos a 25 cm aplicando *supersampling*.

2.2. MDT de nubes de puntos LiDAR

Desde 2009 los modelos digitales del terreno que se usan para ortorrectificar los fotogramas proceden de los vuelos PNOA LiDAR, que son de mayor precisión y más consistentes que los anteriores hechos por correlación automática de los fotogramas. El objetivo del PNOA LiDAR es cubrir todo el territorio de España mediante nubes de puntos con coordenadas X,Y,Z y atributos como clasificación o color, obtenidas mediante sensores LiDAR aerotransportados.

La densidad habitual de los vuelos PNOA LiDAR es de 0,5 pulsos/m² en la primera cobertura y de 1 a 2 pulsos/m² en la segunda cobertura. La precisión altimétrica obtenida es mejor de 20 cm RMSEz, lo que permite obtener

mejor precisión geométrica en las ortofotos PNOA, generadas usando el MDT procedente de LiDAR (figura 1).



***Figura 1**. MDT 1m de PNOA LiDAR.*

2.3. Fotogramas en 16 bits sin *Pansharpen*

En las especificaciones técnicas PNOA se han comenzado a inlcuir a partir del año 2015, los fotogramas originales en 16 bits y con el procesado mínimo (sin *pansharpen* ni expansión del contraste) dado que el flujo de trabajo fotogramétrico empieza a permitir desde esas fechas realizar algunos de los procesos con imágenes de 16 bits, lo que permite preservar la información original del vuelo y optimizar los tratamientos radiométricos.

3. EVOLUCIÓN DEL PROCESADO DE LOS DATOS

En el proyecto PNOA se aplican a los fotogramas los procesos y tratamientos más adecuados para el flujo de trabajo de fotogrametría, incluyendo: aerotriangulación, extracción y edición de MDT, ortoproyección, trazado de *seamlines*, mosaicado, realce, etc. El objetivo principal es obtener coberturas de ortofotos uniformes radiométricamente y con la mayor calidad geométrica y visual posible. Para ello es imprescindible aplicar procesos de corrección radiométrica, como la de BRDF (*Bidirectional Reflectance Distribution Function*) y equilibrado radiométrico entre bloques, entre otros, que hasta el año 2010 se realizaban mediante *dodging* y desde el 2011 se vienen realizando mediante un proceso más consistente llamado aerotriangulación radiométrica.

3.1. Corrección de BRDF y *hot spot*

El "*Field of View*" (FOV) es mucho mayor en las cámaras aéreas que en los sensores de satélite más habituales, lo que acentúa los efectos de BRDF, diferencia de camino óptico atmosférico, etc, que hay que corregir lo mejor posible. En los últimos años, este proceso se realiza con el programa ATRPol, desarrollado por Tragsatec según un algoritmo diseñado por el IGN (Villa 1988 y Molina et al. 2010). Los resultados obtenidos se consideran muy satisfactorios (Figura 3).

Aparecen además otros efectos, como el *hot spo*t, que se debe evitar, para lo cual se ha desarrollado un programa de cálculo de las horas de vuelo permitidas en relación con la altura y dirección del sol en cada fecha y hora (Figura 2).

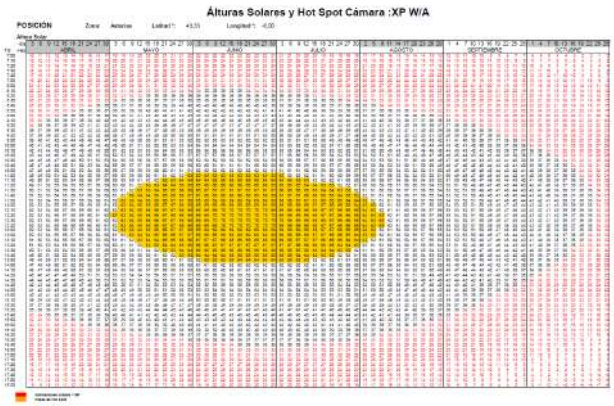


***Figura 2**. Programa de predicción de "hot spot".*

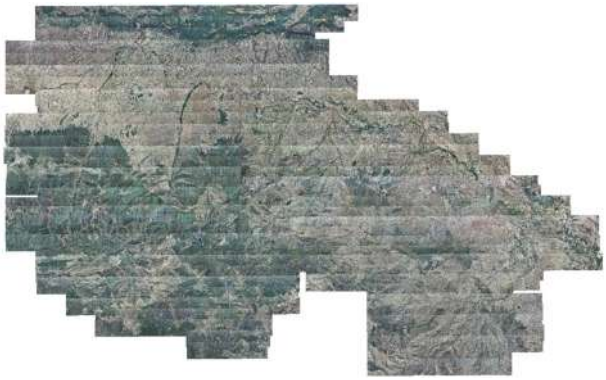


***Figura 3a**. Bloque de ortofotos antes de la corrección de BRDF.*



***Figura 3b**. Después de la corrección de BRDF.*

3.2. Equilibrado radiométrico entre distintas zonas de vuelo

Los productos llamados *ortofotos* son en realidad mosaicos de cientos o miles de fotografías aéreas ortorrectificadas. Estas fotografías se toman en distintas horas del día, fechas, épocas del año e incluso distintos años. Por este motivo, las condiciones de iluminación e incluso las características intrínsecas del terreno varían notablemente de unas zonas a otras, dificultando mucho el mosaicado. El equilibrado radiométrico y la homogeneización de los distintos bloques se realiza mediante el programa Interblock basado en un algoritmo del IGN (Villa et al., 1993) y se están probando nuevos algoritmos a nivel de bloque de ortofototos (Figura 4).



Figura 4. *Vista general de las ortofotos PNOA 2015-2017 antes (izquierda) y después del equilibrado radiométrico zonal (derecha).*

3.3. Ortofotos de 16 bits

Desde 2016 se generan todas las ortofotos con un flujo de trabajo completo en 16 bits, lo que amplía las posibilidades de tratamientos sofisticados, como los que se verán a continuación.

3.4. Superresolución

Desde hace muchos años se vienen desarrollando diversos algoritmos de superresolución o interpolación inteligente (véase Sabater et al., 2016) con el objetivo de mejorar la calidad visual de las imágenes digitales. Desde 2018 se han mejorado sistemáticamente con uno de estos algoritmos todas las ortofotos PNOA de 50 cm a 25 cm de píxel, y las de 25 cm a 12,5 cm.

3.5. Expansión local del contraste (*dodging* o HDR)

La necesidad de conservar al máximo la continuidad tonal, desaconseja el uso de expansión del contraste local, a no ser que se implementen algoritmos adaptativos, aplicados a una ventana deslizante que se solían llamar *dodging* o realce adaptativo y últimamente se han comenzado a llamar técnicas HD" (*High Dynamic Range* – Alto rango dinámico-) En resumen, se busca aclarar las zonas oscuras y oscurecer las claras, conservando o mejorando el contraste en todas ellas.

3.6. Ortofoto verdadera

Las ortofotos tradicionales se realizan utilizando el terreno como referencia para la ortorrectificación, por lo que los edificios que no están en el centro de un fotograma aparecen "abatidos" en la ortofoto, dificultando el uso de la misma ya que los tejados están desplazados de su posición correcta tanto más, cuanto más altos sean los edificios.

Este problema tiene solución hoy en día, mediante la generación de un modelo digital de superficie (MDS) por correlación automática superdensa. Este MDS de 1 GSD de paso de malla permite generar posteriormente las llamadas ortofotos "verdaderas", en las cuales los tejados aparecen en su verdadera posición (ver Figura 5), lo que facilita su utilización directa para la realización o actualización de cartografía urbana a escalas grandes.

Para facilitar el uso de esta técnica, el vuelo se debe realizar con recubrimientos (solape entre los fotogramas) mayores de los habituales: por ejemplo 80% longitudinal y 60% transversal. Por motivos económicos esta configuración del vuelo sólo se emplea en zonas urbanas (PNOA 10 cm) para minimizar los abatimientos, posibilitar la realización de ortofotos "verdaderas", captar las fachadas verticales y minimizar las zonas ocultas.



Figura 5*. Ortofoto convencional (izquierda) y ortofoto verdadera (derecha) superpuesta a los vectores de la base de datos de Catastro (imagen cortesía de SIGRID).*

3.7. Desarrollos en curso

Actualmente se está trabajando en el desarrollo de un *Framework* (IFE) que permite la integración de distintos algoritmos que se pueden lanzar según el orden definido por el usuario. Ya se han integrado los algoritmos ATRPol e *Interblock*, y está previsto incluir a lo largo de este año los siguientes:

- Eliminación del sombreado natural y sustitución del mismo por un sombreado artificial, con el objetivo de paliar el problema de percepción de relieve invertido en el hemisferio norte.
- Colores reales mediante campos de control, ortofotos con *dron* o/y calibración vicaria (véase Martín et al., 2019 y Hernández et al., 2011).
- Corrección del "aplanamiento" radiométrico causado por el uso de *dodging* en las ortofotos históricas.

3.8. Sinergia con imágenes de satélite

Actualmente se está trabajando en la intercalibración con imágenes de satélite de fechas próximas para intentar estimar valores de reflectancias lo más precisos posibles.

Por otra parte, la disponibilidad de imágenes de satélite históricas permite en teoría el coloreado de ortofotos históricas pancromáticas de la misma época. En España existen multitud de vuelos fotogramétricos desde la década de 1920, que hasta 1998 son mayoritariamente pancromáticos, por lo que se les podría aplicar esta técnica.

4. EVOLUCIÓN DE LA DIFUSIÓN

4.1. Estereoscopía sintética

Tradicionalmente, en fotogrametría ha tenido mucha importancia la visión estereoscópica, dado que en tiempos era la única forma de capturar información altimétrica (por ejemplo, mediante restitución de curvas de nivel). Desde hace bastantes años la correlación automática, los MDTs y las ortofotos han permitido evitar este proceso, siempre engorroso, permitiendo el llamado *monoplotting*. Pero a cambio se ha perdido la gran capacidad de fotointerpretación que aporta la estereoscopía, y nos hemos encontrado con el problema de la visión de relieve "invertido" en las ortoimágenes del hemisferio Norte debido a la situación de las sombras en las laderas norte. Una solución es la generación de estereopares sintéticos, compuestos por la ortoimagen y una copia de la misma con desplazamiento en X de los píxeles proporcional a su altura respecto a un plano

de comparación. Para evitar sobrepasar el rango de paralajes admisibles estos estereopares deben ser generados *on the fly*, como en el visor del IGN/CNIG Iberpix 3D (ver Figura 6). Hoy en día, la estereoscopía es una de las técnicas que se incluyen en la llamada "realidad virtual" (VR) junto con las imágenes inmersivas, escenas de 360° y otras.

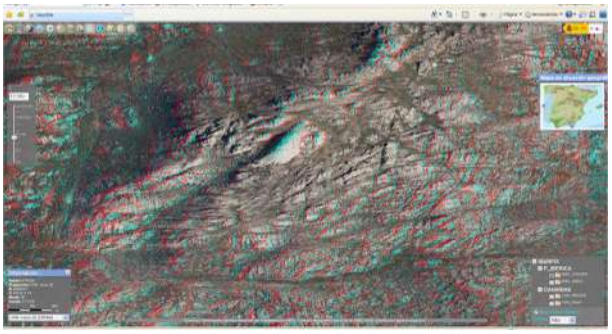


***Figura 6**. Estereopar sintético anaglifo en el visor del IGN/CNIG Iberpix 3D.*

4.2. Visualización 3D

Uno de los productos avanzados más en auge, cuando se dispone de vuelos de alta resolución, son los modelos 3D de zonas urbanas. Estos son capturados y utilizados masivamente sobre las ciudades de muchos países (ver Figura 7).

Para este fin se han diseñado en los últimos años cámaras fotogramétricas especiales que aúnan un sensor vertical con 4 sensores oblicuos para la toma de las fachadas (cámaras pentavista), que se están empezando a utilizar en España en algunas zonas urbanas.

4.3. *Tiles* internos en servicios WMTS

Los servicios WMTS requieren cientos de millones de pequeños ficheros JPEG de 256×256. Estos *tiles* son muy difíciles de manejar por los sistemas operativos actuales, que no están bien adaptados para gestionar esta enorme cantidad de ficheros. Una solución es almacenar muchos tiles "dentro" de un fichero más grande (ver Juanatey et al., 2018). Por ejemplo, dentro de un fichero TiledTIFF con compresión JPEG. Este enfoque ha sido implementado en el software Mapcaché (mapserver.org), y también por Tragsatec en el software SDG para el FEGA.

4.4. Próximos desarrollos

Entre los próximos desarrollos en la visualización por Internet se encuentran el ajuste dinámico del brillo y el contraste en el Servicio Web o en el Cliente, tanto si se usa un cliente ligero cómo Openlayers o pesado como QGIS, o el filtrado de paso alto durante el *cacheado* de los *tiles*.



***Figura 7**. Modelo 3D a partir de PNOA 10cm de Ceuta*

5. BIBLIOGRAFÍA

Hernández, D. An approach to the radiometric aerotriangulation of photogrammetric images". ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing en 2011.

Juanatey, M. et al. Optimización de la publicación de ortofotos PNOA mediante servicios web. JIIDE 2018, Mahón, España

Molina, S. et al. A polynomial approach for radiometric aerial triangulation, EUROCOW -Calibration and Orientation Workshop-, Castelldefels, 2010.

Martín, M.P et al. Radiometric calibration of multispectral cameras on board drones using field spectroradiometers and handcrafted low-cost calibration panels. 11th EARSEL SIG Workshop. Brno 2019.

Sabater, N. et al. Desarrollo de productos avanzados para la misión SEOSAT/Ingenio en Revista de Teledetección. Asociación Española de Teledetección (2016)

Villa et al. Ajuste radiométrico conjunto de varias imágenes de satélite para la realización de mosaicos de Ortoimágenes. V Reunión Científica de la Asociación Española de Teledetección, Las Palmas, 1993. Spain

Villa, G. Corrections Radiometriques de Photos Aeriennes numerisees en vue de la realization de mosaiques d'orthophotos", Memoire de DESS. Université Paris VI, 1988

Villa, G. et al. Esquema de teselado Google Maps Compatible TileMatrixSet: un estándar de facto para la interoperabilidad y el procesado multirresolución de datos de teledetección, en XVII Congreso de la Asociación Española de Teledetección, Murcia 2017. http://mapserver.org/es/mapcache/caches.html#geo-tiff-cache

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 333-336. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Generación del Mapa de Usos y Cubiertas del Suelo de Cataluña 2017 mediante clasificación de imágenes Sentinel-2 y datos auxiliares

González-Guerrero, O., Pons, X.
(1) Grumets research group. Dep Geografia. Edif. B. Univ. Autònoma de Barcelona. 08193 Bellaterra, Catalonia, España.
oscar.gonzalez.guerrero@uab.cat

Resumen: El objetivo de este trabajo es explicar el proceso de generación del Mapa de Usos y Cubiertas del Suelo de Cataluña (MUCSC) 2017 mediante clasificación automática de imágenes de satélite y datos cartográficos y de teledetección auxiliares. Con este propósito se han utilizado un total de 60 imágenes captadas por los satélites Sentinel-2A y Sentinel-2B correspondientes a las 10 teselas que cubren Cataluña. Estos datos, junto con variables de textura, modelos del terreno derivados de lidar e índices de vegetación y humedad han sido clasificados con el algoritmo kNN para obtener un mapa de 25 categorías, de las cuales las referentes a zonas urbanizadas (zonas urbanas, urbanizaciones y zonas industriales y comerciales), vías de comunicación y zonas quemadas han sido editadas utilizando bases cartográficas oficiales de la Generalitat de Catalunya. Los resultados muestran un acierto global superior al 98% evaluado mediante un conjunto de más de 8,6 millones de píxeles independientes de test. El MUCSC 2017, que forma parte de una serie quinquenal de 30 años, está disponible para descarga en distintos formatos (también en MMZX: nueva ISO 19165-2) y a resoluciones de 10 m y 30 m de lado de píxel a través de la página web en el Departamento de Territorio y Sostenibilidad de la Generalitat de Cataluña.

Palabras clave: cubiertas y usos del suelo, Sentinel-2, Cataluña.

Generating the Land Use/Land Cover Map of Catalonia 2017 by means of classification of Sentinel-2 imagery and auxiliary data

Abstract: *The objective of this work is to explain the process of generating the Land Use/Land Cover Map of Catalonia (MUCSC) 2017 by means of automatic classification of satellite imagery and auxiliary cartographic and remote sensing data. For this purpose a total of 60 images captured by the Sentininel-2A and Sentinel-2B satellites corresponding to the 10 tiles covering Catalonia have been used. Those data, together with variables of texture, terrain models derived from lidar and vegetation and wetness indexes have been classified by the kNN algorithm to obtain a map of 25 categories, of which those relating to urbanized areas (urban areas, urbanizations and industrial zones/commercial areas), communication infrastructures and burned areas have been edited using official cartographic bases of the Generalitat [Autonomous Government] of Catalonia. The results show a global accuracy greater than 98% evaluated through a set of more than 8,6 million independent test pixels. The MUCSC 2017, which is part of a quinquennial series of 30 years, is available for download in different formats (also in MMZX: new ISO 19165-2) and at resolutions of 10 m and 30 m pixel side through the* website *of the Ministry of Territory and Sustainability of the Generalitat of Catalonia.*

Keywords: *Land Use/Land Cover, Sentinel-2, Catalonia.*

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los elementos básicos para un correcto seguimiento del estado del medio ambiente es el estudio de la dinámica de cambios en los usos y cubiertas del suelo. En este sentido, la disponibilidad de una serie cartográfica regular y continua a lo largo del tiempo resulta esencial.

En Cataluña se dispone de distintos mapas de usos y cubiertas, siendo la serie conocida como "Mapas de Usos y Cubiertas del Suelo de Cataluña" (MUCSC) la más larga y regular disponible hasta la actualidad. Ésta serie fue iniciada por el actual Instituto Cartográfico y Geológico de Cataluña (ICGC) gracias al impulso del Departamento de Medio Ambiente de la Generalitat de Cataluña. En esta primera fase se generaron cuatro mapas, llamados de "usos del suelo" (aunque realmente la leyenda encajaba mejor con la de un mapa de cubiertas) y correspondientes a los años 1987, 1992, 1997 y 2002, mediante la información de datos satelitales de los sensores *Thematic Mapper* (TM) y *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) embarcados en satélites Landsat. Estos mapas, generados conforme a un modelo de datos ráster con una misma leyenda de 21 categorías abarcan todo el territorio catalán con un tamaño de píxel de 30×30 m (ICC, 1992).

En una segunda fase, en el año 2017, el Departamento de Geografía de la Universitat Autònoma de Barcelona (UAB) y el Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF) con el soporte del Departamento de Territorio y Sostenibilidad de la Generalitat de Cataluña, generaron dos nuevos mapas correspondientes a los años 2007 y 2012. Igual que en los casos anteriores, estos mapas se realizaron mediante clasificación automática de imágenes de satélite captadas por los sensores TM y *Operational Land Imager* (OLI) de satélites Landsat siguiendo la misma malla ráster que los mapas realizados por el ICGC pero con una leyenda ampliada y continuista (compatibilidad descendente) de 23 categorías.

En el año 2018 el mismo Departamento encarga el mapa 2017 al CREAF y a la UAB para actualizar completamente la serie quinquenal ampliando la leyenda a 25 categorías (Figura 4) y mejorando la resolución espacial gracias a la utilización de datos del sensor MSI de Sentinel-2 (S2).

Así pues, el propósito de este artículo es explicar el proceso de generación del MUCSC 2017 a partir de imágenes de los satélites Sentinel-2 y otras bases cartográficas y de teledetección auxiliares.

2. ÁMBITO DE ESTUDIO

Cataluña (Figura 1), situada al nordeste de la Península Ibérica, ocupa una superficie aproximada de 32 000 km^2 junto al Mar Mediterráneo. Esta superficie alterna entre zonas de montaña y grandes llanos, con una altitud media sobre el nivel del mar cercana a los 600 m, pero con un rango altitudinal que va de los 0 m hasta más allá de los 3000 m en algunas cimas del Pirineo.

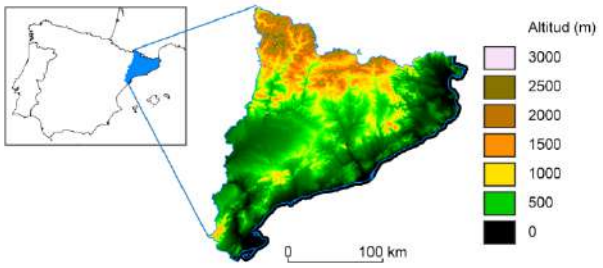


Figura 1. *Mapa de situación y distribución altitudinal de Cataluña.*

Existe un gradiente climático desde las zonas pirenaicas con clima boreal templado hasta las zonas sur, más mediterráneas, caracterizadas por inviernos suaves y veranos secos. También existe un gradiente continental hacia el oeste, donde encontramos climas semiáridos con inviernos más fríos y veranos muy cálidos. Todo esto contribuye a la configuración de un paisaje donde la mayor parte del territorio la ocupan bosques, matorrales y prados (60%), mientras que los cultivos representan aproximadamente un tercio de la superficie total y ocupan, en general, las zonas más llanas de la geografía catalana.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

A diferencia de los MUCSC anteriores, para crear el mapa de 2017 se decidió trabajar con imágenes de la constelación formada por los satélites Sentinel-2A y Sentinel-2B. El uso combinado de imágenes de ambos satélites disminuye el periodo de revisita y, por tanto, aumenta la probabilidad de disponer de imágenes relativamente libres de nubes dentro de un mismo año de estudio.

El MUCSC 2017 se obtiene mediante clasificación automática siguiendo el algoritmo no paramétrico de inteligencia artificial kNN (*k Nearest Neighbors* o k vecinos más próximos). La implementación utilizada (MiraMon), al ser de 64 bits y paralelizada, ha permitido la generación los mapas en un tiempo razonable aprovechando los 40 procesadores y 128 Gbyte de RAM disponibles en el ordenador de trabajo. Además, como puede verse en la Figura 2, permite obtener un gran abanico de mapas auxiliares de calidad e incertidumbre.

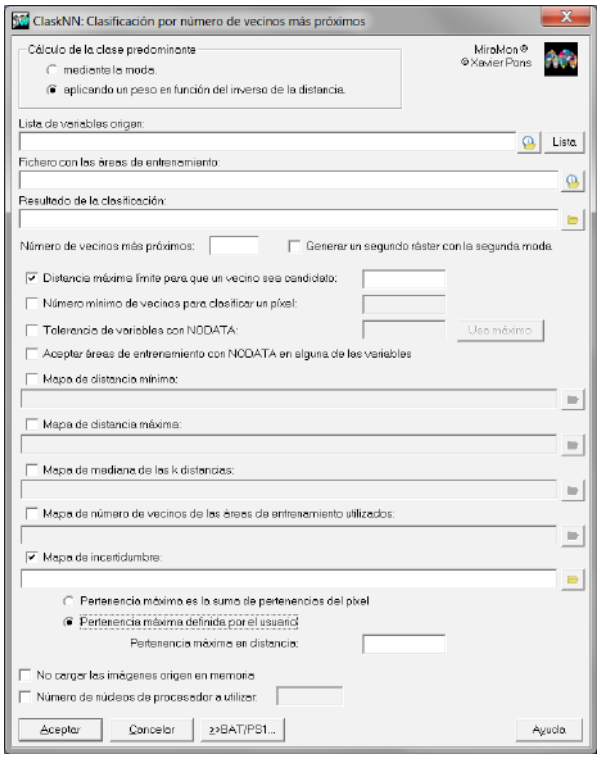


Figura 2. *Interfaz del clasificador kNN de MiraMon.*

Algunas de las categorías de la leyenda se editan *a posteriori* a partir de distintas fuentes cartográficas oficiales (ver apartado 3.3).

Las distintas variables introducidas en el clasificador y las bases cartográficas utilizadas en la edición de los resultados se describen a continuación:

3.1. Imágenes Sentinel-2

Son necesarias 10 teselas de 100×100 km, correspondientes a las órbitas 8 y 51, para cubrir todo el territorio catalán (Figura 3). De cada una de las teselas se seleccionan 6 imágenes distribuidas entre marzo y septiembre de 2017 para obtener una buena representación de la dinámica fenológica de las cubiertas vegetales (Moré y Pons 2007).

Las 60 imágenes seleccionadas son tratadas eliminando las zonas cubiertas por nubes y sus respectivas sombras, así como por nieve.

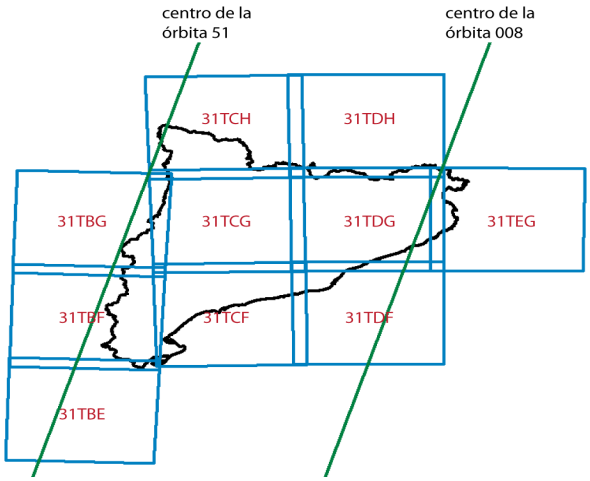


Figura 3. *Distribución de las teselas Sentinel-2 necesarias para cubrir Cataluña.*

También se realiza un proceso de corrección radiométrica (atmosférica y topográfica) utilizando como referencia áreas de radiometría pseudoinvariante obtenidas del análisis temporal de la serie de imágenes MODIS como se explica en Pons *et al.* (2014), Padró *et al.* (2017) y Padró *et al.* (2018) con una mejora adicional que permite tener datos de calidad razonable en zonas donde solo se recibe radiación difusa.

A partir de pruebas previas se determina que, de las 13 bandas espectrales disponibles, las que funcionan mejor en el proceso de clasificación son las bandas 2, 3, 4, 8, 11 y 12 (estas dos últimas remuestreadas mediante interpolación bilineal a 10 m de lado de píxel), correspondientes a las regiones espectrales del visible, el infrarrojo cercano y el infrarrojo de onda corta.

A parte de las propias bandas espectrales, se alimenta al clasificador con los índices de vegetación y humedad NDVI y NDWI (calculado con las bandas 11 y 8 correspondientes al infrarrojo de onda corta e infrarrojo cercano) de las distintas fechas. También se añade una variable de textura calculada como la desviación estándar de la banda 8 en ventanas móviles de 21×21 píxeles.

3.2. Modelos Digitales del Terreno y derivados

Se utilizan como variables del clasificador el modelo digital de elevaciones, el modelo digital de pendientes y la radiación solar en el solsticio de verano (Pons y Ninyerola, 2008). Finalmente, se añade también un modelo digital de elevaciones sobre la superficie de terreno a partir del procesado de unos 40 000 millones de puntos de la primera cobertura lidar de Cataluña (densidad mínima: 0,5 puntos/m^2).

3.3. Obtención de las áreas de entrenamiento y test

Las áreas de entrenamiento y test de aquellas categorías correspondientes a superficies cultivadas se obtienen a partir de una selección de parcelas del Mapa de Cultivos de Cataluña 2017 generado a partir de la Declaración única agraria (DUN).

Para el resto de categorías de la leyenda, las áreas de entrenamiento y test se obtienen mediante fotointerpretación dirigida, partiendo de áreas comunes a una misma categoría en toda la serie de mapas quinquenales desde 1987. En el caso de las distintas tipologías de bosque se utilizan como datos auxiliares el banco de puntos de la versión 4 del Inventario Forestal Nacional (densidad: 1 punto/km^2 de bosque).

Todos los datos anteriores de superficies naturales son filtrados según su respuesta a los índices de vegetación.

Finalmente, mediante un proceso de selección aleatorio estratificado por categorías se obtienen más de 250 000 píxeles de ajuste y 8,5 millones de píxeles de test. La aleatoriedad estricta entre ellos contribuye a una dependencia espacial mínima.

3.4. Post-procesamiento de la clasificación

El resultado obtenido mediante clasificación automática de imágenes usando el algoritmo kNN se edita utilizando un filtro de moda selectivo, que se aplica exclusivamente sobre los polígonos con superficies inferiores a los 900 m^2. Este proceso se realiza para evitar efecto de "sal y pimienta" en zonas de paisaje muy fragmentado y que a la escala a la que se publica el mapa según la dimensión del píxel y la exactitud planimétrica de las imágenes utilizadas (1:25 000) no tiene sentido visual, además de aumentar el riesgo de error por situarse la mínima unidad cartografiable demasiado cerca de la resolución del sensor. Adicionalmente, se aprovecha la vectorización para realizar una corrección de aquellos polígonos de categorías que generan resultados con mayor incertidumbre.

3.5. Bases cartográficas auxiliares

Las categorías correspondientes a zonas urbanizadas (zonas urbanas, urbanizaciones y zonas industriales y comerciales) y a infraestructuras viarias se cartografían a partir de bases oficiales como el Mapa Urbanístico de Cataluña y el grafo de carreteras de la Generalitat. Dichas bases se revisan sobre la ortofotografía vigente 1:5 000 (2016-2017) del ICGC.

En el caso de las infraestructuras viarias, se seleccionan del grafo de carreteras las autopistas de peaje, las autopistas libres y autovías, las autovías de acceso y circunvalación, las carreteras nacionales, las autopistas y autovías autonómicas y la red básica además de aquellas carreteras que aparecían en versiones anteriores del MUCSC aunque no pertenezcan a ninguno de los grupos anteriores o que son claramente identificables en el resultado de la clasificación. Igualmente, se incluyen aquellas infraestructuras ferroviarias que, por tamaño, el clasificador ha podido detectar. Todos los elementos anteriormente seleccionados se rasterizarán sobre el resultado de la clasificación con un ancho de 20 m para autopistas y autovías y 10 m para el resto de vías.

Las zonas afectadas por incendios forestales se rasterizán a partir de los polígonos oficiales de incendios de la Generalitat.

4. RESULTADOS

La clasificación y la posterior edición dan como resultado el Mapa de Usos y Cubiertas del Suelo de Cataluña 2017 representado en la Figura 4.

El acierto global del mapa, evaluado con más de 8,6 millones de píxeles de test independientes, es del 98,5% (Kappa 0,98), con errores de comisión inferiores al 0,03% (valor correspondiente a bosques de caducifolios) y errores de omisión inferiores al 6,8% (valor correspondiente a prados de tierra baja) en todas las categorías de la leyenda.

El MUCSC 2017 se publica a una escala de trabajo 1:25 000 y puede descargarse como un modelo de datos ráster de 10 m de lado de píxel en distintos formatos (también en MMZX: nueva ISO 19165) junto a los mapas de todos los quinquenios desde el 1987 a través de la página web en el Departamento de Territorio y Sostenibilidad de la Generalitat. Además, también se ha generado una versión del mismo mapa con un lado de píxel de 30 m que permite la comparación, píxel a píxel, con los mapas anteriores. Un ejemplo de análisis de esta serie, en este caso para estudios agrícolas, puede verse en González-Guerrero et al. (2019).

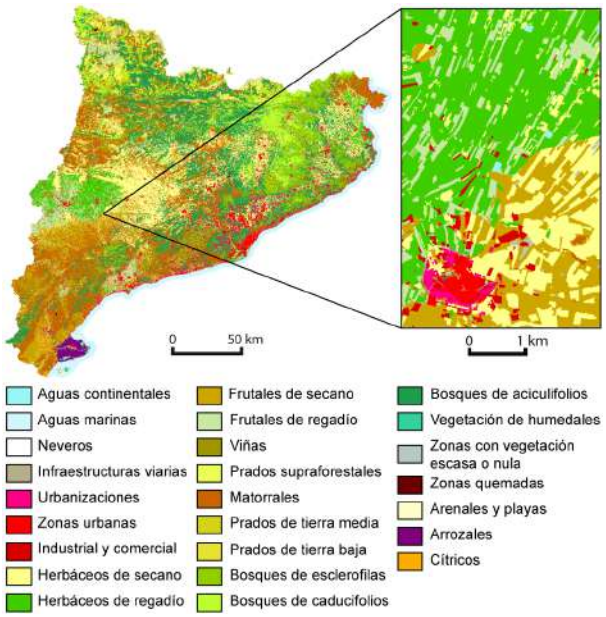


Figura 4. *Mapa de Usos y Cubiertas del Suelo de Cataluña 2017.*

5. CONCLUSIONES

La puesta en órbita de los dos satélites que conforman la constelación S2 ha permitido la generación de un Mapa de Usos y Cubiertas del suelo formado únicamente a partir de imágenes del mismo año que se quiere representar. Esto supone una mejora respecto a los mapas anteriores, en los que la limitación de imágenes libres de nubes u otros artefactos obligaba a utilizar imágenes de diversos años para poder cubrir momentos clave que permitieran al clasificador distinguir bien algunas cubiertas.

Además, la superior resolución espacial respecto a los sensores embarcados en las distintas plataformas Landsat permite iniciar una nueva etapa en la serie del MUCSC que abre la puerta, en un futuro, a análisis más detallados del territorio, aunque sin generar grandes problemáticas en su comparación con los mapas históricos por el cuidado puesto en la leyenda.

En el mismo sentido, gracias tanto a la resolución espacial como espectral y radiométrica de las imágenes S2, así como a la información auxiliar disponible, se ha podido ampliar la leyenda de los mapas hasta las 25 categorías, manteniéndola coherente con los mapas anteriores y obteniendo un muy elevado nivel de acierto. Efectivamente, la evaluación mediante áreas de test independientes muestra una exactitud global superior al 98%, garantizando un uso de alta calidad cuando se cruza con otros mapas.

Todos los mapas quinquenales de la serie MUCSC desde 1987 hasta 2017 están disponibles para descarga a través de la página web ya indicada.

6. AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado por la Generalitat de Cataluña (Grumets SGR2014-1491) por el MCIU a través del proyecto NEWFORLAND (RTI2018-099397-B-C21 MCIU/AEI/FEDER, UE). X. Pons es receptor de una distinción ICREA Academia.

7. BIBLIOGRAFÍA

González-Guerrero, O., Pons-Fernández, X., Bassols-Morey, R., Camps-Fernandes, F.J. 2019. Dinàmica de les superfícies de conreu a Catalunya mitjançant Teledetecció en el període 1987-2012. Quaderns Agraris, 46: 59-91

ICC. 1992. Mapa d'usos del sòl de Catalunya. Institut Cartogràfic de Catalunya. Barcelona. 118 p.+ mapa.

Moré, G., Pons, X. 2007. Influencia del número de imágenes en la calidad de la cartografía detallada de vegetación forestal. *Revis. de Teledetección*, 28:61-68.

Padró, J.C., Pons, X., Aragonés, D., Díaz-Delgado, R., García, D., Bustamante, J., Pesquer, L., Domingo-Marimon, C., González-Guerrero, O., Cristóbal, J., Doktor, D., Lange, M. 2017 Radiometric Correction of Simultaneously Acquired Landsat-7/Landsat-8 and Sentinel-2A Imagery Using Pseudoinvariant Areas (PIA): Contributing to the Landsat Time Series Legacy. *Remote Sensing*, 9 (12): 1319. DOI: 10.3390/rs9121319.

Padró, J.C., Muñoz, F.J., Ávila, L.A., Pesquer, L., Pons, X. 2018. Radiometric Correction of Landsat-8 and Sentinel-2A Scenes Using Drone Imagery in Synergy with Field Spectroradiometry. *Remote Sensing*, 10 (11): 1687. DOI: 10.3390/rs10111687.

Pons, X., Ninyerola, M. 2008. Mapping a topographic global solar radiation model implemented in a GIS and refined with ground data. *Int. Journal of Climatol.*, 28(13):1821-1834. DOI: 10.1002/joc.1676.

Pons, X., Pesquer, L., Cristóbal, J., González-Guerrero, O. 2014. Automatic and improved radiometric correction of Landsat imagery using reference values from MODIS surface reflectance images. *Int. Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 33: 243-254. DOI: 10.1016/j.jag.2014.06.002.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 337-340. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Combinación de *random forest* y redes neuronales para clasificar usos del suelo

Alonso-Sarría, F.[(1)], Valdivieso-Ros, C.[(1)], Rodríguez-Valero, M.[(1)], Gomariz-Castillo, F.[(1,2)]
[(1)] Instituto Universitario del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30100 Murcia, España. alonsarp@um.es
[(2)] Instituto Euromediterráneo del Agua, Campus de Espinardo 30100 Murcia, España.

Resumen: A lo largo de los últimos años se han propuesto diversos algoritmos de aprendizaje automático para la clasificación de imágenes de satélite. En este artículo se propone la combinación de *random forest* con una red neuronal sencilla para aumentar la exactitud de la clasificación de una imagen Landsat 8. La red neuronal utiliza como predictores los votos producidos por el modelo *random forest*. Se prueban dos modelos de red neuronal: Perceptron multicapa (MLP) y red de convolución (CNN) y se añaden tres variables de contexto geográfico (elevación, distancia a balsas de riego y distancia a núcleos urbanos). Se procede también a optimizar los parámetros de regularización de las redes neuronales. Los resultados muestran una mejora de la exactitud global desde 0,86 a 0,886 con MLP y hasta 0,912 con CNN. Al añadir otras variables de contexto geográfico MLP alcanza 0,912 pero los resultados de CNN se mantienen estables. Al añadir y optimizar parámetros de regularización a los modelos, el modelo MLP alcanza 0,92 utilizando todas las variables de contexto geográfico. Se observa también, en este último modelo, una reducción de los errores de omisión y comisión, respecto a *random forest*, en todas las clases excepto los errores de comisión de agua e invernaderos que aumentan ligeramente, aunque no superan el 0,1.

Palabras clave: Landsat 8, aprendizaje automático, *deep learning*, selección de variables, información contextual.

Combination of random forest and neural networks to classify land uses

Abstract: *Several automatic learning algorithms for the classification of satellite images have been proposed over the last years. This paper proposes the combination of random forest with a simple neural network to increase accuracy when classifying a Landsat 8 image; the latter uses as predictors the votes produced by the random forest model. Two neural network models Multilayer Perceptron (MLP) and convolutional network (CNN) are tested and three geographical context variables are added (elevation, distance to irrigation ponds and distance to urban centers). Neural network regularization parameters are also optimized. The results show an improvement in overall accuracy from 0.86 to 0.886 with MLP and up to 0.912 with CNN. By adding other geographic context variables MLP reaches 0.912 but CNN results remain stable. By adding and optimizing regularization parameters to the models, the MLP model reaches 0.92 using all geographic context variables. In this last model, a reduction in omission and commission errors with respect to random forest is also observed in all classes except for water and greenhouse commission errors, which slightly increase although without exceeding the value 0.1.*

Keywords: *Landsat 8, machine learning, deep learning, feature selection, contextual information.*

1. INTRODUCCIÓN

Se han propuesto diversos algoritmos de aprendizaje automático para la clasificación de imágenes de satélite (Tso y Mather, 2009), destacando las redes neuronales, máquinas de vectores soporte o *random forest* (RF). Este último (Breiman, 2001) es un *ensemble* de árboles de decisión en el que la decisión sobre a qué clase se asigna cada nuevo píxel se toma por votación entre los diversos árboles. Entre sus ventajas destaca la sencillez de su calibración y optimización, su robustez ante valores anómalos, el disponer de un método de validación cruzada interno (OOB-CV) y que permite obtener métricas de la importancia de las variables que puede utilizarse para hacer una selección de variables.

Entre los inconvenientes de RF cabe destacar su carácter estocástico (diferentes ejecuciones producen diferentes resultados) o la dificultad para manejar muestreos desbalanceados.

Uno de los problemas que plantea la clasificación orientada a píxeles, sea cual sea el algoritmo utilizado, es el efecto *speckle* que suele presentar el mapa final. La solución puede ser el uso de algoritmos que integren la información de las celdas circundantes. Entre estos algoritmos destacan SMAP (Bouman y Shapiro, 1992) o *random fields* (Qiong y Landgrbe, 2003). De esta manera, la decisión sobre cómo clasificar un píxel determinado se toma teniendo en cuenta el contexto formado por las reflectividades en las celdas vecinas.

Otra opción que se ha planteado para mejorar la clasificación de una imagen de satélite es utilizar su contexto ambiental, es decir el uso como predictores de variables ambientales que puedan resultar significativas (Elumnoh y Shrestha, 2000; Lu y Weng, 2007).

Recientemente ha tenido mucho éxito en el campo del aprendizaje automático el uso de redes neuronales profundas (Hu et al., 2018). Se trata de redes neuronales con varias capas ocultas y en las que las tradicionales funciones de activación (sigmoidal o tangente hiperbólica) son sustituidas por la función relu: y=max(x,0). En particular, las redes neuronales de convolución (CNN)

han sido muy utilizadas en teledetección y análisis de fotografía para segmentar o detectar objetos. Estas redes se basan en el cálculo de múltiples filtros cuyo tamaño de ventana decrece conforme se avanza en la red y que permiten integrar conjuntos de píxeles de tamaño significativo en un conjunto de valores que pasan a otras neuronas que, finalmente, llevan a cabo la clasificación. Los coeficientes de ponderación de los filtrados y los de la parte final de la red se optimizan mediante el algoritmo *backpropagation* con el que se entrena la red.

El objetivo de este trabajo es utilizar dos tipos de redes neuronales muy sencillas, alimentadas con los votos generados por RF en ventanas de 5×5 píxeles, para tratar de mejorar la clasificación generada por este último algoritmo. Al mismo tiempo, se comprobará si la inclusión de tres variables que introducen contexto geográfico permite mejorar los resultados.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio es la demarcación hidrográfica del Segura (DHS) cuya superficie aproximada es de 18 870 km^2. Presenta una gran variedad orográfica y climática, destacando el contraste entre períodos de fuertes sequías y las frecuentes inundaciones debidas a las lluvias torrenciales. A pesar de ello, hay un intensivo uso agrícola con una gran variedad de cultivos y coberturas.

Se han diferenciado diez usos del suelo presentes en la zona: 1) Bosque; 2) Matorral; 3) Arbóreo poco denso; 4) Arbóreo denso; 5) Herbáceo de secano; 6) Herbáceo de regadío; 7) Superficies impermeables; 8) Láminas de agua; 9) Suelos desnudos y 10) Invernaderos.

2.2. Imágenes utilizadas

Se utilizan 12 escenas de Landsat 8 ya que para cubrir la DHS se requieren 4 escenas (Figura 1) y se han incluido tres estaciones: primavera (2/5/2017 y 12/6/2017), verano (21/7/2017 y 30/7/2017) y otoño (10/11/2017 y 19/11/2017). No hay imágenes de invierno con una cobertura nubosa adecuada y Gomariz-Castillo et al. (2017) concluyen que las imágenes de invierno son las que menos información aportan en esta región.

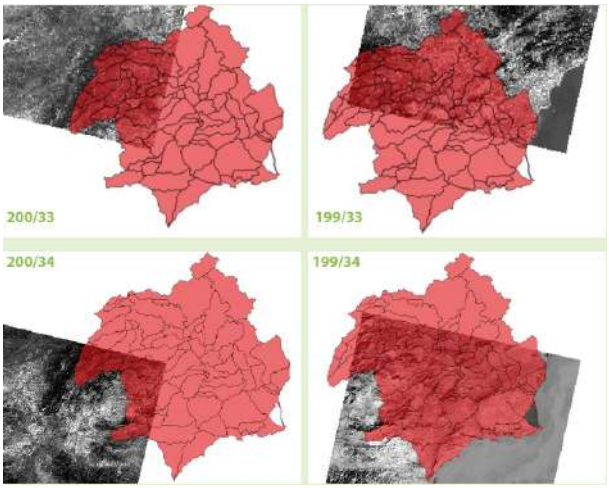


***Figura 1**. Escenas utilizadas y área de estudio.*

Las imágenes se descargaron a través del complemento *Semiautomatic Classification Plugin* (SCP) de QGIS (Congedo, 2016). Este plugin permite el preprocesado de imágenes; en este trabajo se obtuvo la reflectividad en la superficie terrestre utilizando el algoritmo de Moran et al. (1992) y se corrigió el efecto de la atmósfera utilizando el método de Chavez (1996).

2.3. Áreas de entrenamiento y validación

Las parcelas de entrenamiento y validación se han obtenido a partir de la ortoimagen PNOA de máxima actualidad (2016). Un 70% de los polígonos se destinaron a entrenamiento y un 30% a validación.

2.4. *Random forest* y selección de variables

La importancia de las variables se calculó con 2000 árboles con una modificación del algoritmo RF para evitar dividir píxeles de un mismo polígono en entrenamiento y validación al utilizar OOB-CV (Cánovas-García et al., 2017). A partir del ranking de importancia, se probaron varios procedimientos de selección de variables:

- *CorThres1*: Un modelo se entrena con la variable más importante, y la exactitud es calculada. El resto de las variables se añaden por orden de importancia y se calculan las exactitudes sucesivas.
- *CorThres=r*: Igual que el método anterior, salvo que cuando el coeficiente de correlación de Spearman (valor absoluto) de una variable con alguna variable más importante que ella supera un umbral, dicha variable se omite. Se probaron umbrales de 0,5, 0,6, 0,7, 0,8 y 0,9.
- *accControl*: Igual que el primero, pero las variables se mantienen solo si la exactitud estimada con OOB-CV realmente aumenta.
- *Inverse*: Un modelo es entrenado con todas las variables y se calcula su exactitud. La variable menos importante se elimina, se recalcula la importancia de las variables, se calibra el nuevo modelo y se obtiene su exactitud. Este procedimiento continúa hasta que solo queda una variable (la más importante).

Para evitar la aleatoriedad de RF, se calcularon diez modelos en cada caso utilizando la media para construir series de exactitud en las que esta aumenta con el número de variables. Una exactitud igual o casi tan alta como la obtenida con todas las variables podría alcanzarse con un subconjunto de estas, con lo que se tendría un modelo más parsimonioso.

El segundo y tercer método generan series más cortas debido a la eliminación de ciertas variables y el cuarto es más costoso computacionalmente ya que la importancia tiene que ser recalculada con un gran número de árboles (2000) en cada paso. El mejor modelo se utilizó para producir mapas con la proporción de votos de cada clase y la clase más votada (es decir, la clasificación estimada por el modelo).

2.5. Redes neuronales

A partir de los resultados de RF se realizaron varios experimentos con 2 modelos de red neuronal:

1. Una perceptron multicapa (MLP) con los votos de cada clase en las ventanas de 5×5 alrededor de cada celda, es decir, 250 predictores
2. Una red convolucional (CNN) con la misma información.

A los anteriores experimentos se añadieron 7 más de ambos tipos integrando todas las combinaciones posibles de tres variables de información contextual (elevación, distancia a una balsa de riego, distancia a un núcleo urbano). La localización de las balsas de riego se extrae de la imagen clasificada por RF como aquellas agrupaciones de píxeles clasificados como agua con un tamaño entre 2 y 55 píxeles.

En una segunda fase se optimizaron los parámetros de regularización de las redes neuronales. Estos tratan de incrementar la capacidad de generalización del modelo, penalizando valores elevados de los coeficientes y cortando aleatoriamente un porcentaje dado de la red.

2.6. Validación

Para la optimización de las redes neuronales, los modelos se entrenaron con los polígonos de entrenamiento y se validaron con la mitad de los de validación. Todos los modelos se validaron finalmente con el 30% de polígonos de validación, pero haciendo en cada caso 100 remuestreos de los datos para obtener una estimación de la distribución de los valores de exactitud. A partir de estos resultados se hizo un análisis de varianza para determinar qué métodos producen resultados significativamente mejores.

3. RESULTADOS

La figura 2 muestra los resultados del proceso de selección de variables. Se observa que, al aplicar los umbrales de correlación, la exactitud se incrementa más rápidamente pero no se alcanza el valor al que se llega con todas las variables. El método *Inverse* consigue una exactitud ligeramente superior a 0,85 con solo 18 de las 32 variables. Con estas variables se calibró el modelo con RF que produce la figura 2. La exactitud mediana de las validaciones hechas con *bootstrapping* es de 0,865 (Figura 3). La tabla 1 muestra la matriz de confusión del remuestreo que obtuvo el valor mediano de exactitud en la validación del modelo RF.

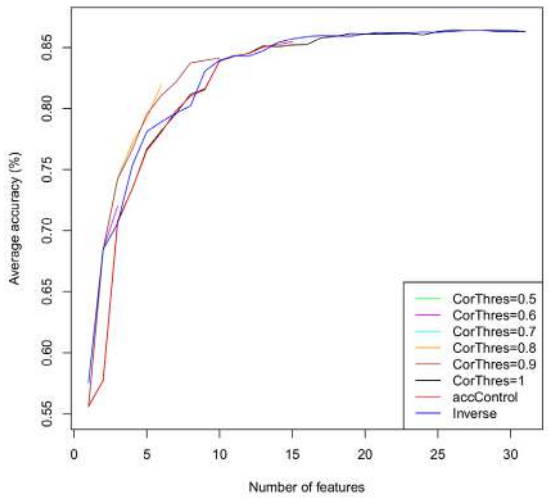


***Figura 2**. Resultados de la selección de variables.*

La figura 3 muestra los resultados de validación obtenidos mediante *bootstrapping* para el modelo RF, para todos los experimentos con redes neuronales y para la red neuronal con parámetros optimizados. Se observa como las redes CNN alcanzan una exactitud similar con cualquier combinación de variables, mientras que las MLP alcanzan la máxima exactitud utilizando la distancia a núcleos urbanos o con distintas combinaciones de variables.

***Tabla 1**.Matriz de confusión del modelo RF.*

	Referencia									
Predicción	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Bosque	2765	173	2	0	56	0	38	0	0	0
Matorral	69	3582	39	115	85	12	23	0	7	0
Cult. arbóreo poco denso	2	88	1013	19	41	20	28	0	38	0
Cult. arbóreo denso	0	0	42	776	0	64	34	2	1	0
Cult. herbáceo de secano	0	58	37	2	1185	41	14	0	124	0
Cult. herbáceo de regadío	20	26	12	88	2	993	62	1	0	0
Impermeable	14	21	328	13	70	177	3319	7	17	73
Agua	0	1	0	8	0	11	0	1670	0	0
Suelo desnudo	0	55	21	3	43	14	94	0	164	0
Invernaderos	0	0	0	0	0	0	2	0	0	181

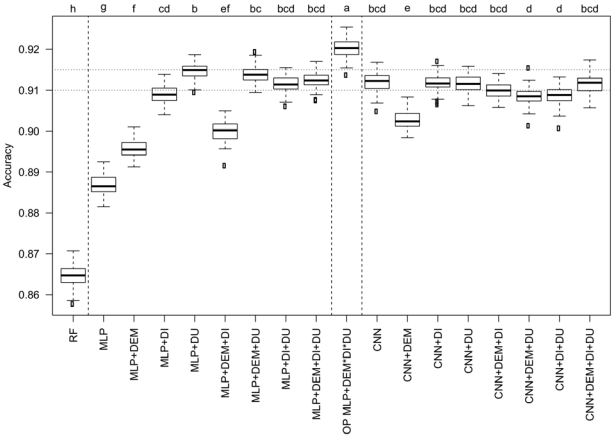


***Figura 3**. Resultados de la validación de todos los modelos. Cada modelo se valida con 100 remuestreos de los datos de entrenamiento.*

***Tabla 2**.Matriz de confusión del modelo OP MLP+DEM+DI+DU.*

	Referencia									
Predicción	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Bosque	2750	132	12	1	46	0	27	0	0	0
Matorral	26	3609	21	116	38	3	9	0	3	0
Cult. arbóreo poco denso	0	65	1301	14	17	18	15	0	16	0
Cult. arbóreo denso	0	0	14	860	0	24	3	0	0	0
Cult. herbáceo de secano	0	52	26	0	1315	22	0	0	108	0
Cult. herbáceo de regadío	1	14	4	59	1	1033	22	0	0	0
Impermeable	0	19	115	1	44	136	3489	0	7	0
Agua	0	0	47	15	0	21	0	1618	0	0
Suelo desnudo	0	71	23	3	88	21	70	0	217	0
Invernaderos	0	0	14	0	0	0	9	0	0	248

Cuando se optimizan los parámetros de regularización, se obtiene un modelo significativamente más exacto que alcanza el 92%. La tabla 2 muestra su matriz de confusiones y la figura 4 el mapa de usos resultante.

La figura 5 muestra los errores de omisión y comisión de las diferentes clases con el modelo RF y con la red MLP optimizada. Se observa como todos los errores disminuyen en todas las clases, excepto los errores de comisión de agua e invernaderos que aumentan ligeramente, aunque no superan el valor 0,1.

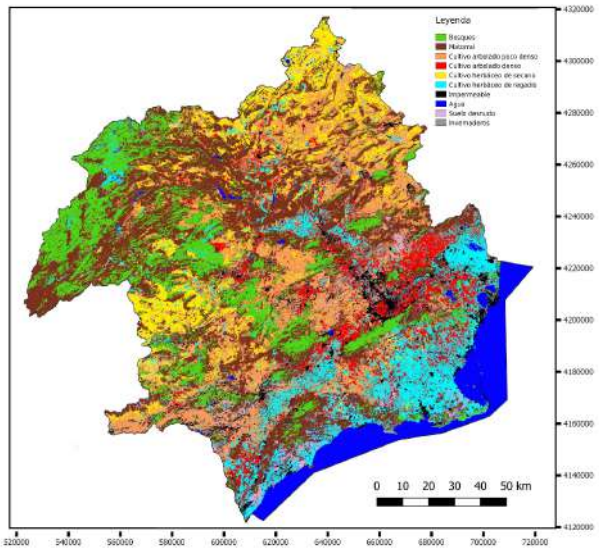


***Figura 4**. Mapa obtenido con el MLP entrenado con los votos del modelo random forest y optimizado.*

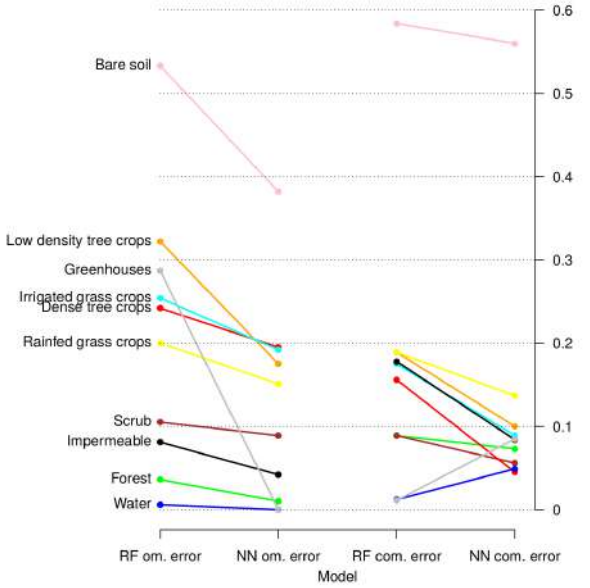


***Figura 5**. Errores de omisión y comisión de los modelos RF y MLP optimizado.*

4. CONCLUSIONES

La selección de variables permite obtener un modelo más parsimonioso, que reduce de 32 a 18 el número de variables, manteniendo constante la exactitud. El uso de redes neuronales entrenadas con los votos de RF permite incrementar la exactitud de la clasificación de 0,86 a 0,92. El uso de remuestreos en validación ha permitido obtener una estimación de la distribución estadística de los valores de exactitud y determinar si existen diferencias significativas entre los modelos. Se observa que una red MLP con sus parámetros de regularización optimizados y utilizando todas las variables de contexto geográfico produce resultados significativamente mejores que el resto de los modelos.

5. BIBLIOGRAFÍA

Bouman, C., Shapiro, M. 1992. Multispectral Image Segmentation using a Multiscale Image Model. Proceedings of IEEE International Conference on coustic, Speech and Signal Processing, pp. III 565–III 568. San Francisco, California.

Breiman, L. 2001. Random Forests. Machine Learning 45(1) 5–32.

Cánovas-García, F.; Alonso-Sarria, F.; Gomariz-Castillo, F., Oñate-Valdivieso, F. 2017. Modification of the random forest algorithm to avoid statistical dependence problems when classifying remote sensing imagery. Computers & Geosciences 103 1-11.

Chávez, P.S. 1996. Image-Based Atmospheric Corrections - Revisited and Improved. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 62:1025-1036.

Congedo, L. 2016. Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. Último acceso: 14/5/2018, http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1

Elumnoh, A., Shrestha, R.P. (2000). Application of DEM data to Landsat image classification: evaluation in a tropical wet-dry landscape of Thailand. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 66(3), pp. 297–304.

Gomariz, F., Alonso, F., Cánovas, F., 2017. Improving Classification Accuracy of Multi-Temporal Landsat Images by Assessing the Use of Different Algorithms, Textural and Ancillary Information for a Mediterranean Semiarid Area from 2000 to 2015. Remote Sensing, 9 (10), 1058.

Hu, Y., Zhang, Q., Zhang, Y., Yan, H. 2018. A Deep Convolutional Neural Network Method for Land Cover Mapping: A case study of Qinhuangdao, China. Remote Sensing. 10. 2053.

Lu, D., Weng, Q. 2007. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. International Journal of Remote Sensing, 28(5) 823–870.

Moran, M.S., Jackson, R.D., Slater, P.N., Teillet, P.M., 1992. Evaluation of simplified procedures for retrieval of land surface reflectance factors from satellite sensor output. Remote Sensing of Environment, 41(2:3), 169-18.

Qiong, J., Landgrebe, D. 2013. Adaptative Bayesian contextual classification base don Markov random fields. IEEE Trans. Geosci. Remote Sens. 2003, 40, 2454-2463.

Tso, B., Mather, P. 2009. Classification methods for remotely sensed data. CRC Press.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 341-344. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Aplicación de imágenes Sentinel-3 para el cartografiado de cobertura vegetal. Caso de estudio: Dehesa Extremeña

Fragoso-Campón, L., Quirós, E.
Departamento de Expresión Gráfica, Universidad de Extremadura, Escuela Politécnica, Avda. de la Universidad s/n, 10003 Cáceres, España. laurafragoso@unex.es

Resumen: En la última década, el Programa Copernicus de la Unión Europea se ha convertido en el Programa de Observación de la Tierra de referencia en Europa, siendo el referente para profundizar en aspectos relacionados con diversos ámbitos, entre los que se pueden destacar el cambio climático y desastres naturales. Una de las últimas misiones del Programa Copernicus, la Sentinel-3, dota a sus satélites con cuatro sensores, entre ellos un sensor multiespectral -*Ocean and Land Cover Instrument* (OLCI)-. Por otro lado, el *Copernicus Land Monitoring Service* está produciendo imágenes *High Resolution Layer* (HRL) proporcionando información de coberturas en formato ráster con una resolución espacial de 20 m. En el presente trabajo se evalúa la aplicación de los datos Sentinel 3/OLCI en el cartografiado de la cobertura vegetal en la dehesa extremeña, ayudándose de las HRL y el mapa forestal de Extremadura. Se han obtenido unos resultados destacables en términos de exactitud global del 79%, teniendo en cuenta los 300 m de resolución espacial de la imagen Sentinel-3/OLCI. Se proponen futuras líneas de investigación en las que se amplíen las clases de coberturas, introduciendo también en el análisis otras fuentes de datos, como las imágenes Sentinel-2, las imágenes de alta resolución del PNOA y los datos del LiDAR-PNOA.

Palabras clave: Sentinel-3/OLCI, *random forest*, dehesa, *High Resolution Layers* (HRL), *land cover*.

Application of Sentinel-3 images for mapping land cover. Case of study: Dehesa Extremeña

Abstract: *In the past decade, the Copernicus Program of the European Union has become a reference Land Observation Program in Europe, becoming a benchmark to look into aspects related to some areas such as climate change and natural disasters. One of the latest missions of the Copernicus Program, the Sentinel-3, provides its satellites with four sensors, including a multispectral sensor, the Ocean and Land Cover Instrument (OLCI). On the other hand, the Copernicus Land Monitoring Service is producing High Resolution Layer (HRL) images providing coverage information in raster format with a spatial resolution of 20 m. In the present work, the use of the Sentinel-3/OLCI data is assessed for mapping the vegetation cover in the Dehesa of Extremadura, using the HRL and the Extremadura forestry map. The results show a remarkable global accuracy of 79%, considering the spatial resolution of 300 m of the Sentinel-3/OLCI image. Future lines of research are proposed in which the classes of coverage are extended, also introducing in the analysis other data sources, such as the Sentinel-2 images, the high resolution images of the PNOA and the LiDAR-PNOA.*

Keywords: *Sentinel-3, random forest, dehesa, High Resolution Layers (HRL), land cover.*

1. INTRODUCCIÓN

Los Programas de Observación de la Tierra son una disciplina clave para profundizar en aspectos relacionados con diversos ámbitos entre los que se pueden destacar el cambio climático y desastres naturales. Con este fin, alrededor de la tierra orbitan una compleja flota de satélites de distintos organismos mundiales que dan servicio a una amplia gama de ramas científicas y aplicaciones (Rathgeber, 2018).

En la última década, el Programa *Copernicus* de la Unión Europea se ha convertido en el Programa de Observación de la Tierra de referencia en Europa. Este programa está gestionado y coordinado por la Comisión Europea y cuenta con importantes colaboradores como la Agencia Espacial Europea –*European Space Agency* (ESA)–. Junto a ella, se ha desarrollado el programa Sentinel, que se ha convertido en una fuente de datos esencial para el análisis y observación terrestre. Los datos facilitados por los distintos sensores puestos en órbita permiten el monitoreo terrestre, el oceánico y atmosférico (ESA, 2019).

En lo que se refiere a la aplicación de los datos para el estudio de la cobertura terrestre (*Land monitoring*), concretamente el programa Sentinel ofrece datos periódicos de las misiones Sentinel-1, Sentinel-2 y Sentinel-3. Cada una de ellas cuenta con una constelación de dos satélites gemelos (A y B). A su vez, dichas constelaciones están equipadas con distintos sensores. Así, los Sentinel-1 están equipados con un sensor activo –*Synthetic Aperture Radar* (SAR)– y los Sentinel-2 equipados con un sensor multiespectral. Por otro lado, cada satélite de la misión Sentinel-3 está equipado con cuatro sensores: un sensor multiespectral –*Ocean and Land Cover Instrument* (OLCI)–, un sensor activo –*Synthetic Aperture Radar Altimeter* (SARL)– que, junto con el *Microwave Radiometer* (MWR), nos permite conocer la altura del oleaje en los océanos y la topografía de la superficie terrestre (incluso de masas de hielo), y por último un radiómetro –*Sea and Land Surface Temperature Radiometer* (SLSTR)– que mide la temperatura de la superficie terrestre y de la de los océanos. En el caso concreto de la misión Sentinel-3, se opera conjuntamente desde la ESA y EUMETSAT (Mecklenburg et al., 2018)

y es una misión diseñada para garantizar la recolección a largo plazo y la entrega operativa de mediciones de alta calidad (Donlon et al., 2012).

Los datos de libre distribución ofrecidos por las misiones Sentinel han facilitado la proliferación trabajos de investigación relacionados con la cobertura terrestre. No en vano, son numerosos los estudios disponibles en base a los datos suministrados por las misiones Sentinel-1 y Sentinel-2 (Joshi et al., 2016; Steinhausen et al., 2018; Veloso et al., 2017). Sin embargo, dado su relativamente reciente lanzamiento, no son tantos los trabajos relacionados con los datos adquiridos por los satélites de la misión Sentinel-3. En este último caso, encontramos estudios en distintas áreas como el análisis de la temperatura terrestre (Sobrino et al., 2016), calidad de las aguas en el océano (Kutser et al., 2018), evaluación de la evapotranspiración (Guzinski et al., 2019) o la delimitación de masas de agua (Wang et al., 2019). En lo que se refiere a investigaciones específicas en clasificación de coberturas de dehesas (o Montado en Portugal) en los últimos años existen trabajos como el de Rubio-Delgado et al. (2018) en la dehesa extremeña y los de Godinho et al. (2014) y Godinho et al. (2017) en la dehesa portuguesa.

En el presente trabajo se evalúa la aplicación de los datos S3/OLCI en el cartografiado de la cobertura vegetal en la dehesa extremeña, caracterizada por una densidad de cobertura arbórea generalmente inferior al 60% (Pulido y Picardo, 2010).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Se ha estudiado la cobertura vegetal existente en la Comunidad Autónoma de Extremadura (Figura 1).

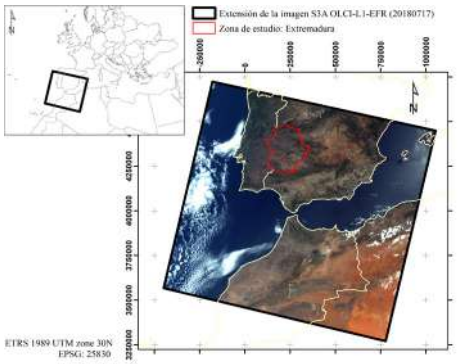


***Figura 1**. Delimitación de la zona de estudio sobre la extensión global de la imagen S3A OLCI-L1.*

2.2. Sentinel-3/OLCI

El análisis se ha realizado sobre una imagen del sensor OLCI-Level1, seleccionando del período estival de 2018 una imagen libre de nubes en la zona a estudiar. La elección del período estival ha sido inducida por el hecho de que en esos meses existe una mayor separabilidad espectral de las clases a considerar (Fragoso-Campón et al., 2019). En concreto se ha seleccionado la imagen del día 17/07/2018.

La imagen se ha procesado con el software *Sentinel Application Platform* (SNAP) desarrollado por la ESA. En primer lugar, se han obtenido los valores de reflectancia mediante el algoritmo Idepix implementado en SNAP. Posteriormente, la información espectral se ha completado con la información que aportan los índices de vegetación y suelo adaptando la formulación de los índices a las bandas disponibles en el sensor del S3 (Tabla 1).

***Tabla 1.** Índices de vegetación y suelo.*

Índice/Ecuación*	Referencia
$GNDVI = \frac{Oa16 - Oa6}{Oa16 + Oa6}$	Gitelson et al. (1996)
$NDVI = \frac{Oa17 - Oa8}{Oa17 + Oa8}$	Rouse Jr et al. (1974)
$NDI45 = \frac{Oa11 - Oa8}{Oa11 + Oa8}$	Delegido et al. (2011)
$SAVI = (1 + L) \cdot \frac{Oa17 - Oa8}{Oa17 + Oa8 + L)}$**	Huete (1988)
$CI = \frac{Oa8 - Oa6}{Oa8 + Oa6}$	Escadafal et al. (1989)

* Formulación adaptada a las bandas Sentinel-3; **L=0,5

2.3. Clasificación supervisada y validación

Para el cartografiado de coberturas se ha realizado una clasificación supervisada mediante el algoritmo *Random Forest* (Breiman, 2001) implementado en SNAP. La exactitud de la clasificación se ha evaluado de forma paralela en dos sentidos:

- Validación cruzada realizada por el propio algoritmo *Random Forest* del software SNAP.
- Evaluación de la exactitud global, exactitud del usuario y productor derivados de la matriz de error.

Las áreas de entrenamiento y validación utilizadas en la clasificación supervisada se han definido con base en la información aportada por el Mapa Forestal de Extremadura (MFEx) y las imágenes *High Resolution Layer* (HRL) del *Copernicus Land Monitoring Service* (CLMS). Las imágenes HRL se agrupan en cuatro bloques: forestal, pastos, impermeables y masas de agua/humedales; proporcionando la información en formato ráster con una resolución espacial de 20 m. En este trabajo se ha utilizado la información correspondiente a *HRL Forest* que nos indica el tipo de arbolado y el factor de cabida cubierta del estrato arbóreo (fcca) de cada píxel.

Estas áreas de referencia se han definido mediante una muestra aleatoria, siguiendo las recomendaciones de Belgiu y Drăguţ (2016), y se han generado 570 puntos aleatorios repartidos en toda el área de estudio. Posteriormente, alrededor de ellos en un perímetro de 1 a 2 km, se han definido clúster de píxeles (Figura 2) a los que se les ha asignado la clase de la cobertura principal según el MFEx. En total se ha definido una superficie de referencia de unos 4620 km², considerándose el 75% como áreas de entrenamiento y el 25% como validación (manteniendo el balance de clases).

La vegetación se ha agrupado, siguiendo el criterio de las imágenes HRL, en las siguientes clases: forestal, pastizal y masas de agua, añadiendo además los cultivos de regadío que ocupan grandes extensiones de los valles del río Guadiana y Tiétar. Las zonas forestales se clasifican en función del tipo dominante, es decir, coníferas y

frondosas de hoja perenne. En esta clasificación no se han considerado las zonas urbanas.

En el área de estudio, según el MFEx, las zonas forestales de frondosas son fundamentalmente del tipo *Quercus*. Por tanto, se han distinguido en esta clase distintos grados de cobertura para la clasificación de las dehesas según su densidad. Esta densidad se ha obtenido como el promedio en cada píxel de la información de las imágenes HRL relativa al fcca. Para ello los píxeles de las muestras de entrenamiento se han adaptado al tamaño de resolución espacial de la imagen Sentinel-3.

De este modo, se han considerado finalmente las siguientes clases: forestal coníferas, forestal frondosas (áreas con fcca superior al 50%), forestal dehesas (con fcca entre 10% y 50%), pastizal, cultivos de regadío y masas de agua.

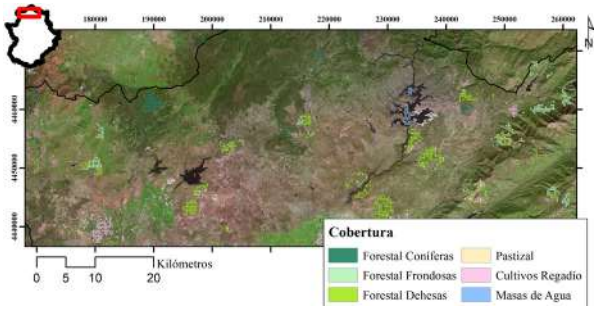


***Figura 2**. Ejemplo de definición de clúster de áreas de entrenamiento.*

3. RESULTADOS

La validación cruzada muestra un porcentaje de predicciones correctas del 85,4% (RMSE = 1,03 y Bias = –0,007). Las bandas de información de la imagen clasificada con mayor importancia en la clasificación se muestran en la Figura 3. Así, El índice de color (CI) junto con los índices de vegetación (NDI45 y SAVI) son los elementos con mayor poder discriminatorio, junto con las bandas del infrarrojo cercano, Oa20 y Oa21 seguidas del NDVI. El resto de las bandas consideradas en la clasificación tienen menor importancia que las anteriores.

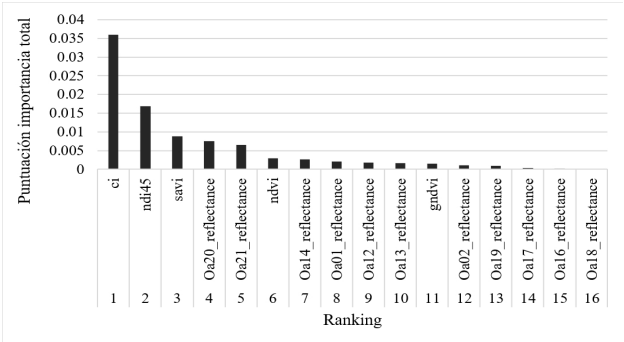


***Figura 3**. Puntuación de la importancia de las bandas en la clasificación supervisada del algoritmo Random Forest.*

La Figura 4 muestra el resultado de la clasificación obtenida en todo el ámbito de estudio. La exactitud global obtenida en la clasificación es del 79%. Estos resultados del Sentinel-3/OLCI en el análisis de coberturas concuerdan con los obtenidos en trabajos similares con imágenes Landsat, con una resolución espacial 10 veces mejor que la Sentinel-3. Así, en Gebhardt et al. (2014), el rango de los valores de la exactitud global fue del 70% al 77% en un análisis multitemporal con imágenes Landsat. Y en Zhao et al. (2016) el rango de exactitudes obtenidas fue del 73% al 80%.

Las exactitudes del usuario y productor se muestran en la Tabla 2. Los valores de la exactitud del productor obtenidos muestran los mejores resultados para las áreas forestales de frondosas, además de las masas de agua. En este último caso, los errores de comisión y omisión del 12% y 3% respectivamente, concuerdan con los obtenidos en Wang et al. (2019) en su estudio de delimitación de masas de agua con Sentinel-3 OLCI. Los errores de omisión observados se deben a confusiones entre clases donde los píxeles muestran valores del fcca próximos a los límites fijados, mostrando tendencia hacia la clase con fcca superior. En este sentido, la confusión de clases adyacentes podría reducirse si, se emplearan también otras fuentes que han sido ya contrastadas como eficientes a la hora de estimar el fcca, como los datos LiDAR (Fragoso-Campón et al., 2019).

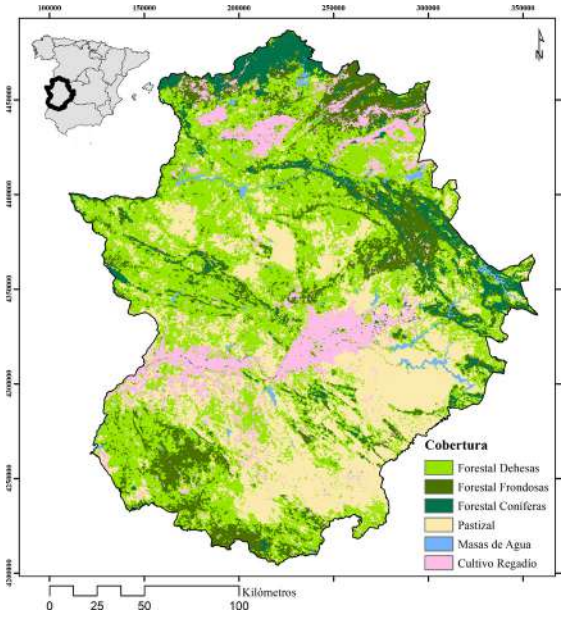


***Figura 4**. Distribución de las Dehesas según clasificación supervisada de imagen Sentinel-3 (julio 2018).*

***Tabla 2.** Exactitud global, del usuario y del productor*

	FCnf	FFr	FDhs	Cr	P	M.A
U	70%	68%	81%	78%	89%	88%
P	84%	92%	84%	89%	60%	97%
Global			79%			

U: exactitud del usuario; P: exactitud del productor

FCnf: forestal coníferas; FFr: forestal frondosas, FDhs: forestal dehesas; P: pastizal; Cr: cultivos de regadío; MA: masas de agua.

4. CONCLUSIONES

En el presente trabajo se ha evaluado la aplicación de los datos Sentinel-3/OLCI junto con las imágenes HRL en el cartografiado de la cobertura vegetal en la Dehesa Extremeña obteniéndose unos resultados destacables teniendo en cuenta los 300 m de resolución espacial de

la imagen clasificada, alcanzándose una exactitud global del 79%.

Se proponen futuras líneas de investigación en las que se amplíen las clases de coberturas, introduciendo también en el análisis otras fuentes de datos, como las imágenes Sentinel-2, las imágenes de alta resolución del PNOA y los datos del LiDAR-PNOA para definir con más exactitud los rangos de densidad de cobertura de la vegetación.

5. AGRADECIMIENTOS

La presente investigación se ha realizado gracias a la financiación de la Universidad de Extremadura y el Fondo Social Europeo: Una manera de hacer Europa, mediante una Ayuda para la Financiación de Contratos Predoctorales para la Formación de Doctores en los Centros Públicos de I+D pertenecientes al Sistema Extremeño de Ciencia, Tecnología e Innovación (Expediente PD16018). Y a las ayudas del Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) y Junta de Extremadura a los grupos de investigación DESOSTE (GR18052) y KRAKEN (GR18028). La Junta de Extremadura ha facilitado el MFEx.

6. BIBLIOGRAFÍA

Belgiu, M., Drăguţ L. 2016. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 114,24-31

Breiman, L. 2001. Random forests. Machine learning, 45,5-32

Delegido, J., Verrelst J., Alonso L., Moreno J. 2011. Evaluation of sentinel-2 red-edge bands for empirical estimation of green LAI and chlorophyll content. Sensors, 11,7063-7081

Donlon, C. et al. 2012. The global monitoring for environment and security (GMES) Sentinel-3 mission. Remote sensing of Environment, 120,37-57

ESA 2019. https://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth. Accessed 03 2019

Escadafal, R., Girard M.C., Courault D. 1989. Munsell soil color and soil reflectance in the visible spectral bands of Landsat MSS and TM data. Remote sensing of Environment, 27,37-46

Fragoso-Campón, L., Quirós E., Mora J., Gallego J.A.G., Durán-Barroso P. 2019. Overstory-understory land cover mapping at the watershed scale: accuracy enhancement by multitemporal remote sensing analysis and LiDAR. Environmental Science and Pollution Research,1-14

Gebhardt, S. et al. 2014. MAD-MEX: automatic wall-to-wall land cover monitoring for the Mexican REDD-MRV program using all Landsat data. Remote Sensing, 6, 3923-3943

Gitelson, A.A., Kaufman Y.J., Merzlyak M.N. 1996. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. Remote sensing of Environment, 58, 289-298

Godinho, S., Guiomar N., Gil A. 2017. Estimating tree canopy cover percentage in a mediterranean silvopastoral systems using Sentinel-2A imagery and the stochastic gradient boosting algorithm. International Journal of Remote Sensing,1-23

Godinho, S. et al. 2014. Assessment of environment, land management, and spatial variables on recent changes in montado land cover in southern Portugal. Agroforestry systems, 90,177-192 doi:DOI 10.1007/s10457-014-9757-7

Guzinski, R., Nieto H. 2019. Evaluating the feasibility of using Sentinel-2 and Sentinel-3 satellites for high-resolution evapotranspiration estimations. Remote sensing of Environment, 221,157-172

Huete, A. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). Remote sensing of Environment, 25,259-309 doi:10.1016/0034-4257(88)90106-X.

Joshi, N. et al. 2016. A review of the application of optical and radar remote sensing data fusion to land use mapping and monitoring. Remote Sensing, 8,70

Kutser, T., Soomets T., Toming K., Uiboupin R., Arikas A., Vahter K., Paavel B. Assessing the Baltic Sea Water Quality with Sentinel-3 OLCI Imagery. In: 2018 IEEE/OES Baltic International Symposium (BALTIC), pp. 1-6. IEEE. Klaipeda (Lithuania).

Mecklenburg, S. et al. 2018. ESA's Sentinel-3 Mission-Status and Performance. In: IGARSS 2018-2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, pp. 3917-3919. IEEE. Valencia (Spain).

Pulido, F., Picardo A. 2010. Libro verde de la dehesa. Documento para el debate hacia una estrategia ibérica de gestión http://www eweb unex es/eweb/accionporladehesa/documentos/libro_verde_dehesa pdf

Rathgeber, W. 2018. The European Space Agency's Earth Observation Programme. In: Satellite-Based Earth Observation. Springer, pp 3-10

Rouse, Jr. J., Haas, R., Schell, J., Deering, D. 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Paper presented at the Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, Washington, D.C.,

Rubio-Delgado, J., Schnabel S., Gómez-Gutiérrez Á., Sánchez-Fernández, M. 2018. Estimation of soil erosion rates in dehesas using the inflection point of holm oaks. Catena, 166,56-67

Sobrino, J. et al. 2016. Synergistic use of MERIS and AATSR as a proxy for estimating Land Surface Temperature from Sentinel-3 data. Remote sensing of Environment, 179,149-161.

Steinhausen, M.J., Wagner P.D., Narasimhan B., Waske B. 2018. Combining Sentinel-1 and Sentinel-2 data for improved land use and land cover mapping of monsoon regions. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 73, 595-604

Veloso, A., Mermoz S., Bouvet A., Le Toan T., Planells M., Dejoux J.F., Ceschia E. 2017. Understanding the temporal behavior of crops using Sentinel-1 and Sentinel-2-like data for agricultural applications. Remote sensing of Environment, 199, 415-426

Wang, X., Ling, F., Yao, H., Liu, Y., Xu, S. 2019. Unsupervised Sub-Pixel Water Body Mapping with Sentinel-3 OLCI Image. Remote Sensing, 11,327

Zhao, Y. et al. 2016. Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data. Remote sensing of Environment, 183,170-185

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 345-348. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Identificación semiautomática de discontinuidades en taludes rocosos a partir de nubes de puntos 3D obtenidas con un *Remotely Piloted Aircraft System*

Tomás, R.[(1)], Asensio, J.L.[(2)], Riquelme, A.[(1)], Cano, M.[(1)], Pastor, J.L.[(1)], Pagán, J.I.[(1)], Ruffo, M.[(2)]
[(1)] Departamento de Ingeniería Civil, Escuela Politécnica Superior, Universidad de Alicante, Apdo. correos 99, 03080 Alicante, España. roberto.tomas@ua.es
[(2)] Terabee, Technoparc, 90 Rue Henri Fabre, 01630, Saint-Genis-Pouilly, Francia.

Resumen: En este trabajo se describe una metodología propuesta para la identificación semiautomática de discontinuidades y el posterior análisis cinemático y de estabilidad a través de su aplicación a una trinchera excavada en roca de una línea de ferrocarril. La adquisición de imágenes se ha llevado a cabo mediante un *Remotely Piloted Aircraft System* (RPAS) de seis rotores modelo DJI Matrice 600 Pro para su posterior restitución fotogramétrica a través de la técnica digital *Structure from Motion* (SfM) mediante el programa Agisoft Metashape que proporciona una nube de puntos 3D. A partir de esta nube de puntos, se han identificado tres familias de discontinuidades (J_1, J_2 y J_3) que afectan al talud haciendo uso del programa de código abierto *Discontinuity Set Extractor* (DSE). Finalmente, se han llevado a cabo análisis cinemáticos y de estabilidad para evaluar la posibilidad de que se produzcan roturas de bloques a favor de las discontinuidades identificadas en el talud. Los resultados muestran tres potenciales roturas por cuña y una plana que han sido validadas cualitativamente mediante el análisis de la geometría de las nubes de puntos.

Palabras clave: UAV, nube de puntos 3D, discontinuidades, talud rocoso, RPAS.

Semiautomatic identification of discontinuities on rocky slopes trough 3D point clouds obtained by an unmanned aerial vehicle

Abstract: *In this work, a methodology proposed for the semiautomatic identification of discontinuities and the later kinematic and stability analyses is described through its application to a rocky railway line cutting. Image acquisition has been performed using a six-rotors Remotely Piloted Aircraft System (RPAS) DJI Matrice 600 Pro for their subsequent photogrammetric restitution by means of the digital technique Structure from Motion (SfM) and of the software Agisoft Metashape that provides a 3D point cloud. From this 3D point cloud, three discontinuity sets (J_1, J_2 y J_3) affecting the cutting have been identified using the open source software Discontinuity Set Extractor (DSE). Finally, kinematic and stability analyses have been done in order to evaluate the possibility of development of block failures controlled by the discontinuities identified in the cutting. The results show three potential wedge and planar failures that have been qualitatively validated trough the geometric analysis of the 3D point cloud.*

Keywords: *UAV, 3D point cloud, discontinuities, rocky slope, RPAS.*

1. INTRODUCCIÓN

Las nubes de puntos 3D proporcionan información geométrica (i.e. coordenadas X, Y, Z) de la superficie externa de objetos. Estas se crean habitualmente con un láser escáner o mediante fotogrametría. En mecánica de rocas, las nubes de puntos 3D proporcionan información geométrica de gran utilidad que permite identificar la orientación, el número, el espaciado, la persistencia y otras propiedades de las discontinuidades que afectan a los macizos rocosos (e.g. Sturzenegger y Stead, 2009; Lato y Vöge, 2012; Riquelme et al., 2014, 2015, 2018). Esta información puede emplearse para caracterizar el macizo rocoso haciendo uso de clasificaciones geomecánicas y evaluar su estabilidad a través de análisis cinemáticos o de estabilidad. En este trabajo se presenta la metodología desarrollada en el marco del proyecto europeo MOMIT (*Multi-scale Observation and Monitoring of railway Infrastructure Threats*) para la obtención de nubes de puntos 3D mediante *Remotely Piloted Aircraft System* (RPAS) y su posterior análisis para obtener las familias de discontinuidades y evaluar la estabilidad de los taludes de una trinchera de ferrocarril situado en la región francesa de Lavancia-Épercy.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

En los siguientes subapartados se describe en detalle la metodología propuesta para la evaluación de la estabilidad de los taludes rocosos a partir de nubes de puntos 3D obtenidas con vehículo aéreo no tripulado (Figura 1).



Figura 1*. Metodología para la evaluación de la estabilidad de taludes rocosos a partir de nubes de puntos 3D obtenidas con VANT.*

2.1. Adquisición de imágenes

Las imágenes empleadas para la construcción de la nube de puntos 3D del talud ferroviario estudiado fueron adquiridas mediante un *Remotely Piloted Aircraft System* (RPAS). Este consistió en un multicóptero de seis rotores modelo DJI Matrice 600 Pro (Figura 2) con un peso máximo al despegue de 15,5 kg con una carga útil de hasta 6 kg. El tiempo en vuelo estacionario es aproximadamente de 38 min sin carga y 18 min con 6 kg de carga útil, pudiendo alcanzar velocidades máximas 65 km/h (sin viento) contando con un alcance de transmisión de hasta 5 km. Además, el sistema tiene integrado un sistema anti-colisión, lo que le permite llevar a cabo adquisiciones próximas al talud en condiciones seguras.

2.2. Generación de la nube de puntos 3D

La nube de puntos 3D se obtuvo a partir de 96 fotos (72 azimutales y 24 a 45°) adquiridas con el RPAS, empleando la técnica *Structure from Motion* (*SfM*), que proporciona excelentes resoluciones y elevados rendimientos haciendo uso de equipos relativamente económicos y de fácil uso, transporte y conservación (Tomás et al., 2016). El programa empleado para generar la nube de puntos fue el Agisoft Metashape.

El alineado y orientación de la nube de puntos se llevó a cabo tomando tres puntos de control que fueron posicionados mediante técnicas topográficas formando un triángulo rectángulo sobre la superficie de un puente existente en la zona (Figura 2).

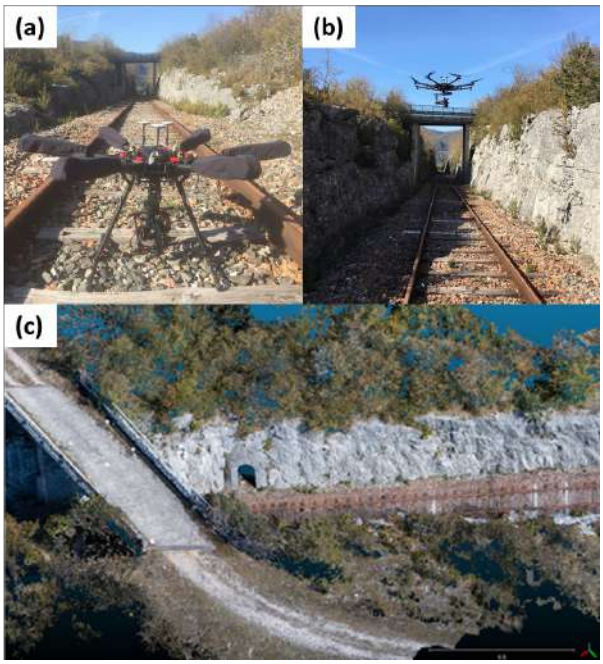


***Figura 2**. (a) VANT de seis rotores empleado; (b) Proceso de adquisición de imágenes en los taludes de la línea ferroviaria; (c) Nube de puntos 3D elaborada mediante SfM.*

2.3. Identificación de discontinuidades

La identificación de discontinuidades del macizo rocoso se llevó a cabo analizando la nube de puntos 3D mediante el software libre *Discontinuity Set Extractor*, DSE (Riquelme *et al*., 2014). Este *software* permite identificar supervisadamente conjuntos de puntos que se disponen en 3D en superficies planas, proporcionando su orientación (i.e. dirección de buzamiento y buzamiento). Para el desarrollo de este análisis se han analizado dos sectores de aproximadamente 12 y 6 m^2 de superficie situados en el talud sur de la trinchera de ferrocarril. El talud norte no ha podido ser analizado dado que, al encontrarse en sombra durante la toma de imágenes, la nube de puntos obtenida no presenta una calidad suficiente. No obstante, dada la continuidad en cuanto a propiedades geomecánicas a un lado y otro de la trinchera excavada, se ha asumido que las familias de discontinuidades identificadas en el talud sur son también representativas del talud norte.

2.4. Análisis cinemáticos y análisis de estabilidad

A partir de la orientación de las familias de discontinuidades identificadas con el DSE y de las cuñas resultantes de su combinación, se llevó a cabo un análisis cinemático y un cálculo de estabilidad por equilibrio límite de los bloques potencialmente inestables. El análisis cinemático se efectuó a través de una aplicación desarrollada *ex profeso* en *Visual Basic* (VBA) para *Microsoft Excel* denominada KAT (*Kinematic Analysis Tool*) (Tomás *et al.*, 2019) basada en las condiciones geométricas y geomecánicas descritas en Zhou *et al*. (2017). Esta aplicación permite determinar los modelos de rotura compatibles con las discontinuidades identificadas en el macizo rocoso a partir de la nube de puntos 3D y evaluar si estos son estables o inestables. Posteriormente, se realizó un análisis de estabilidad de los bloques inestables identificados en el análisis cinemático de los taludes norte (N) y sur (S) de la trinchera mediante el método de equilibrio límite. Este método evalúa las fuerzas resistentes (F_{est}) y las tendentes (F_{des}) al movimiento del bloque de roca analizado, proporcionando un factor de seguridad que se define como:

$$FS = \frac{F_{est}}{F_{des}} \quad (1)$$

Cabe indicar que el factor de seguridad (FS) se ha determinado únicamente para las roturas planas y para las cuñas. Para los vuelcos no se ha determinado FS al tratarse de procesos más complejos que requieren de un detallado conocimiento de su geometría. Asimismo, puesto que no se conocen los parámetros geomecánicos de las discontinuidades (i.e. ángulos de rozamiento, cohesión y ondulación), se ha adoptado un valor de referencia del ángulo de rozamiento de 35° correspondiente al valor mínimo de ángulo de rozamiento básico de las calizas (González de Vallejo y Ferrer, 2011), así como una cohesión y una ondulación (Miller, 1988) nulas, que corresponderían a la situación más pesimista posible. El peso específico de la roca adoptado ha sido de 23 kN/m^3, típico de calizas (González de Vallejo y Ferrer, 2011). Por último, para el cálculo de las fuerzas estabilizadoras de la expresión (1) se ha considerado el criterio de resistencia al corte de Mohr-Coulomb.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Nube de puntos 3D

La nube de puntos obtenida a partir del vuelo cubre la totalidad del talud objeto de estudio y está constituida

por más de 110 millones de puntos (Figura 2). La resolución media conseguida es aproximadamente de 1,3 cm/px. Como se ha indicado anteriormente, se han seleccionado dos sectores representativos del talud sur de la trinchera para analizarlos pormenorizadamente (Figura 3) que han sido convenientemente limpiados para eliminar puntos correspondientes a vegetación.

3.2. Análisis poblacional de discontinuidades

El análisis de la nube de puntos llevado a cabo mediante el software DSE ha permitido identificar un total de 3 y 4 familias de discontinuidades (J_i) en los sectores 1 y 2, respectivamente, para cada una de las cuales se ha realizado el análisis cinemático. Las orientaciones de las familias identificadas se muestran en la figura 3 y la tabla 1. Por otro lado, a partir de la combinación de familias de discontinuidades se han calculado las líneas de intersección (J_1-J_2) que definen las posibles cuñas de roca que podrían generarse, con el fin de incluirlas en el análisis cinemático. Las orientaciones de las líneas de intersección de las cuñas se muestran en la tabla 1. Cabe también señalar que para el desarrollo del análisis se ha calculado la orientación media de los taludes norte y sur de la trinchera, 218/78° y 35/76°, respectivamente.

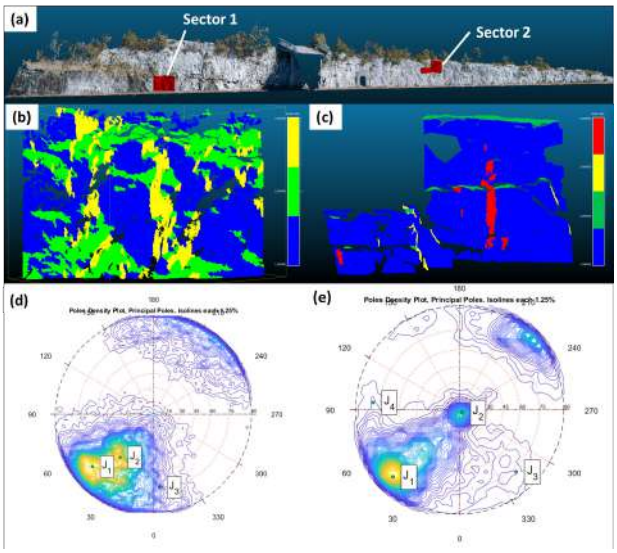


***Figura 3**. (a) Nube de puntos del talud sur de la trinchera excavada en el rocoso estudiado con indicación de los sectores analizados. (b) y (c) Familias de discontinuidades identificadas en los sectores 1 y 2, respectivamente (cada familia se representa mediante un color diferente). (d) y (e) Diagrama de densidad de polos de los sectores 1 y 2, respectivamente.*

3.3. Análisis cinemático y de estabilidad

Una vez identificadas las discontinuidades que afectan al macizo rocoso en el que está excavado el talud se ha realizado el análisis cinemático de todos los juegos de discontinuidades identificados y de las cuñas resultantes por combinación de las mismas con la aplicación KAT (Tabla 1).

Posteriormente, se han calculado los factores de seguridad de aquellas familias de discontinuidades y cuñas que resultaban inestables (IN) en el análisis cinemático.

***Tabla 1**. Resultados del análisis cinemático y de estabilidad. Sc: número de sector; α_p: dirección de buzamiento de la discontinuidad; α_i: rumbo de la línea de intersección entre dos discontinuidades; β_p y β_i: buzamiento de la discontinuidad e inmersión de la intersección entre dos planos, respectivamente. T: talud de la trinchera (norte - N - o sur - S -); TR: tipo de rotura (W: cuña; TP: vuelco; PL: plana); ES: estabilidad resultante del análisis cinemático que se evalúa como IN (inestable) y ST (estable). NA: No calculado. (*) Se observan huecos en la nube de puntos ocasionados por potenciales caídas de bloques.*

Sc	J_i	α_p o α_i (°)	β_p o β_i (°)	Análisis cinemático T	ES	TR	FS equilibrio límite
Sector 1	J_1	49,6	78,7	N	ST	-	-
				S	ST	-	-
	J_2	38,0	58,1	N	**IN**	**TP**	NA
				S	**IN**	**PL***	**0,44**
	J_3	355,5	73,5	N	ST	-	-
				S	ST	-	-
	J_1-J_2	325,0	25,1	N	ST	-	-
				S	ST	-	-
	J_1-J_3	1,7	73,4	N	ST	-	-
				S	**IN**	**W***	**0,23**
	J_2-J_3	59,2	56,3	N	ST	-	-
				S	**IN**	**W***	**0,44**
Sector 2	J_1	44,9	84,4	N	**IN**	**TP**	NA
				S	ST	-	-
	J_2	315,5	3,8	N	ST	-	-
				S	ST	-	-
	J_3	317,5	77,7	N	ST	-	-
				S	ST	-	-
	J_4	94,9	79,6	N	ST	-	-
				S	ST	-	-
	J_1-J_2	315,3	3,8	N	ST	-	-
				S	ST	-	-
	J_1-J_3	339,5	76,8	N	ST	-	-
				S	ST	-	-
	J_1-J_4	103,0	79,5	N	ST	-	-
				S	ST	-	-
	J_2-J_3	227,5	0,1	N	ST	-	-
				S	ST	-	-
	J_2-J_4	5,4	2,5	N	ST	-	-
				S	ST	-	-
	J_3-J_4	24,3	61,1	N	ST	-	-
				S	**IN**	**W***	**0,95**

Los resultados de ambos análisis se muestran en la tabla 1. Como puede observarse, el análisis cinemático ha permitido identificar seis posibles situaciones de inestabilidad (dos en el talud norte y el resto en el talud sur). Tres corresponden a roturas por cuña, dos por vuelco y una plana. Por otro lado, el análisis de estabilidad proporciona valores de FS<1 (inestables) para todos los casos de rotura plana y por cuña, coincidiendo su valoración con la derivada del análisis cinemático. El análisis detallado de la nube de puntos

de los taludes ha permitido validar las roturas identificadas en los análisis de estabilidad y cinemáticos a través del reconocimiento de huecos potencialmente asociados al desprendimiento de bloques de roca. No obstante, cabe recordar que los análisis realizados se han llevado a cabo asumiendo que el ángulo de fricción de la discontinuidad coincide con el ángulo de fricción básico de material, que la cohesión, en un modelo de Mohr-Coulomb, es nula, así como ausencia de ondulación, por lo que los cálculos mostrados corresponden a la hipótesis más pesimista de todas las posibles. Sin embargo, según las imágenes disponibles de los taludes, cabe esperar que las discontinuidades presenten cierta ondulación y cohesión, y posiblemente un ángulo de rozamiento más elevado, por lo que el FS real será probablemente mayor. Por tanto, esta metodología permite identificar las inestabilidades que pueden desarrollarse en el talud y evaluar sus factores de seguridad bajo una hipótesis pesimista, permitiendo así reconocer las zonas de mayor probabilidad de rotura en la que centrar los posteriores trabajos de caracterización e investigación *in situ* con mayor detalle.

4. CONCLUSIONES

En el presente trabajo se ha definido una metodología de análisis de taludes rocosos a partir de nubes de puntos 3D obtenidas mediante RPAS. El flujo de trabajo comienza con la adquisición de imágenes de taludes rocosos mediante RPAS, lo que permite acceder a zonas elevadas de los taludes con mayor seguridad. Posteriormente, a partir de las imágenes se obtiene la nube de puntos 3D que es analizada mediante el programa DSE para identificar las familias de discontinuidades que afectan al macizo rocoso. Por último, la metodología permite llevar a cabo una evaluación de la estabilidad del talud mediante equilibrio límite, proporcionando un valor cuantitativo acerca de su estabilidad. Este método tiene la principal ventaja de que permite identificar de forma segura, con precisión, con una elevada densidad de información y de manera objetiva las familias de discontinuidades que afectan los taludes y que condicionan el desarrollo de mecanismos de rotura de bloques. Asimismo, permite llevar a cabo análisis cinemáticos y de estabilidad preliminares de dichos bloques, usando datos procedentes de la literatura científica, o realistas cuando el análisis se acompaña de parámetros geomecánicos de las discontinuidades medidos *in situ*.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto MOMIT, recibiendo financiación de *Shift2Rail Joint Undertaking* perteneciente al programa de investigación e innovación H2020 de la Unión Europea a través de la subvención No 777630 y del proyecto TEC2017-85244-C2-1-P del Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO) y EU FEDER.

6. BIBLIOGRAFÍA

González de Vallejo, L., Ferrer, M. 2011. Geological Engineering. Prentice Hall, Madrid.

Lato, M.J., Vöge, M. 2012. Automated mapping of rock discontinuities in 3d lidar and photogrammetry models. International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences, 54, 150–158.

Miller, S.M. 1988. Modeling Shear Strength at Low Normal Stresses for Enhanced Rock Slope Engineering. In Proc. of 39th Highway Geology Symposium, 346-356. Ed. by T.L. Youd, W.F. Case, E.G. Keane & L.H. Rausher. Brigham Young University Press, North Caroline, USA.

Riquelme, A.J., Abellán, A., Tomás, R., Jaboyedoff, M. 2014. A new approach for semi-automatic rock mass joints recognition from 3D point clouds. Computers & Geosciences, 68, 38–52.

Riquelme, A.J., Abellán, A., Tomás, R. 2015. Discontinuity spacing analysis in rock masses using 3D point clouds. Engineering Geology, 195, 185–195.

Riquelme, A., Tomás, R., Cano, M., Pastor, J.L., Abellán, A. 2018. Automatic mapping of discontinuity persistence on rock masses using 3D point clouds. Rock Mechanics and Rock Engineering, 51, 3001–3028.

Sturzenegger, M., Stead, D. 2009. Close-range terrestrial digital photogrammetry and terrestrial laser scanning for discontinuity characterization on rock cuts. Engineering Geology, 106, 163–182.

Tomás, R., Riquelme, A., Cano, M., Abellán, A., Jordá, L. 2016. Structure from Motion (SfM): una técnica fotogramétrica de bajo coste para la caracterización y monitoreo de macizos rocosos. In Actas del 10° Simposio Nacional Ingeniería Geotécnica. Sociedad Española de Mecánica de Suelos e Ingeniería Geotécnica, La Coruña, España.

Tomás, R., Pagán, J.I., Riquelme, A., Cano, M., Pastor, J.L. 2019. Kinematic Analysis Tool, KAT (Version 3) [Programa informático]. Disponible en: http://hdl.handle.net/10045/90669

Zhou, X., Chen, J., Chen, Y., Song, S., Shi, M., Zhan, J. 2017. Bayesian-based probabilistic kinematic analysis of discontinuity-controlled rock slope instabilities. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 76, 1249-1262.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 349-352. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Cartografía de clasificación de usos y coberturas del suelo en un área semi-árida mediterránea, la demarcación hidrográfica del río Segura, a partir de imágenes Sentinel-2

Valdivieso-Ros, C.[(1)], Gomariz-Castillo, F.[(1,2)], Alonso-Sarría, F.[(1)]
[(1)] Instituto Universitario del Agua y el Medio Ambiente (INUAMA), Universidad de Murcia, 30100, Murcia, España.
mcarmen.valdivieso@um.es
[(2)] Instituto Euromediterráneo del Agua, Campus de Espinardo, 30100, Murcia. España.

Resumen: El uso de información multitemporal de variables espectrales e índices permite mejorar la separabilidad entre clases afines, especialmente cultivos de secano y regadío. Con la puesta en órbita de los satélites Sentinel-2, que dan continuidad y mejoran las capacidades de misiones anteriores con la misma finalidad, se dispone de una nueva fuente de datos de mayor resolución espacial, temporal y espectral para mejorar la exactitud de la clasificación. Se ha utilizado *Random Forest* como algoritmo clasificador, ya que permite conocer la importancia de las variables para seleccionar y reducir su número. La correlación entre predictores se ha utilizado también para seleccionar variables. El numero de éstas baja de 409 en el modelo inicial a 28 en el modelo final sin perder apenas exactitud ya que tanto el índice kappa como la exactitud global están por encima de 0,90. Sin embargo, las confusiones habituales entre clases en áreas semiáridas mediterráneas siguen apareciendo y dificultan la separabilidad entre clases de cultivos de secano y regadío, y entre suelos desnudos y otras. Además, se han identificado nuevas confusiones entre la clase de cultivos de regadío y la de invernaderos y la clase de agua con la de superficies impermeables y vegetación abundante, tanto natural como de cultivos.

Palabras clave: clasificación multitemporal, Sentinel-2, teledetección, usos y coberturas, *Random Forest*.

Land use and cover classification cartography in a Mediterranean semiarid basin, the hydrographic demarcation of Segura river, using Sentinel-2 images

Abstract: *The use of multitemporal information of spectral variables and indices allows a better separability between related classes, especially dry and irrigated crops. Sentinel-2 satellites provide continuity and improve the capabilities of previous missions for this purpose, providing images with higher spatial, temporal and spectral resolutions. Random Forest has been the algorithm used to classify Sentinel-2 images. It produces an index of the importance of the variables that facilitates feature selection. Additionally, correlation among predictors have been also used to select features. The number of features was reduced from 409 in the initial model to 28 in the final model with hardly any loss of accuracy, both kappa and overall accuracy are higher than 0.90. However, the usual confusion between classes in semi-arid Mediterranean areas still appear, causing difficulties when separating dry and irrigated crop classes, and between bare soils and others. In addition, new confusions have been identified between the class of irrigated crops and that of greenhouses and the class of water with that of impermeable surfaces and abundant vegetation, both natural and of crops.*

Keywords: *multi-temporal classification, Sentinel-2, Remote Sensing, land use and cover, Random Forest.*

1. INTRODUCCIÓN

Disponer de mapas actualizados y de calidad sobre usos y coberturas del suelo es fundamental para entender las relaciones entre el medio físico y sus procesos y la acción antrópica. Tradicionalmente, las imágenes más utilizadas en clasificación de usos del suelo a escala regional han sido las del satélite Landsat con resolución espacial de 30 metros y temporal de 16 días, pero planteaban un problema para la clasificación multitemporal debido a la presencia habitual de nubes.

En junio de 2015, la Agencia Espacial Europea (ESA) lanzó el primer satélite de la misión Sentinel-2 (2A) y en junio de 2018, el segundo (2B). Ambos satélites operando de forma conjunta permiten una resolución temporal de 5 días en el Ecuador, reduciéndose la frecuencia de revisita en latitudes medias a 2-3 días (Aschbacher y Milagro-Pérez, 2012). Berger et al. (2012) consideran que las mejoras en su parametrización respecto a satélites anteriores puede contribuir al ajuste de los modelos explorando y extrayendo la información necesaria de su conjunto de datos.

Una de las dificultades al clasificar usos del suelo en zonas semiáridas mediterráneas se encuentra en separar los efectos de la actividad humana de los efectos de la variabilidad climática interanual (Diouf y Lambin, 2001). La variabilidad espacial y temporal del paisaje Mediterráneo también resulta problemática. La fragmentación de los usos y la diversidad de ciclos fenológicos de la variada cobertura vegetal se unen a la alta reflectancia de los suelos calcáreos o muy secos como principales inconvenientes (Berberoglu et al., 2007). La clasificación multitemporal ayuda a solventar el problema de discriminación de las variadas respuestas espectrales en el tiempo de diferentes usos y coberturas.

El objetivo principal de este trabajo es clasificar usos y coberturas en un área semiárida mediterránea a partir de una serie de imágenes Sentinel 2-A. Como objetivos

secundarios se encuentran comprobar la eficacia de algunos índices (vegetación, agua, brillo y edificación) para conseguir una mejor separabilidad entre clases muy afines, especialmente cultivos de secano y regadío y comprobar la eficacia de las imágenes del satélite Sentinel 2A para estos fines.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS) se sitúa al Sureste de la Península Ibérica (Figura 1) con una extensión de 19 025 km², si se considera sólo la parte continental. Existe una gran variedad de tipos de suelo y, por tanto, una alta diversidad de coberturas vegetales, dominadas por el matorral mediterráneo y cultivos, tanto de regadío como de secano. La población total se estima en unos 2 millones de habitantes, con una distribución desigual. Los grandes ejes se encuentran a lo largo del río Segura por la Región de Murcia, el Valle del Guadalentín y todo el litoral.

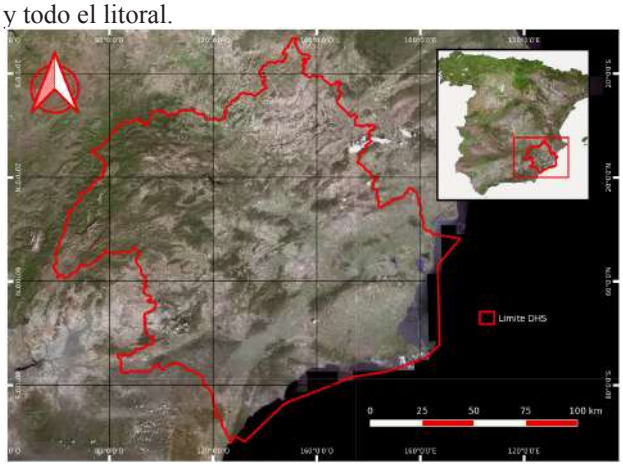


Figura 1. *Área de Estudio.*

El clima, mediterráneo y caracterizado por una marcada aridez e irregularidad pluviométrica, presenta una alta variabilidad espacial entre áreas sub-húmedas, semi-áridas y áridas. Se caracteriza por unas temperaturas medias anuales que oscilan entre 10° y 18°, y una precipitación media de 382 mm al año distribuida entre un máximo otoñal con otro secundario en primavera. Los episodios de lluvia torrencial junto a sequías prolongadas son rasgos característicos.

2.2. Materiales

Los satélites de la constelación Sentinel-2 mantienen una órbita heliosíncrona, que asegura un ángulo solar constante sobre la superficie, a una altitud media de 786 km. La toma de imágenes es a las 10:30 hora local para minimizar la cobertura de nubes y disponer de buena iluminación. Dada la similitud de horario con satélites anteriores (Landsat y SPOT-5), sus productos permiten la integración de sus datos (Drusch et al., 2012).

El sensor más importante es el Instrumento Multiespectral (MSI), cuya franja de barrido es de 290 km. Las longitudes de onda se recogen en 13 bandas desde el espectro visible (VNIR) hasta el infrarrojo de onda corta (SWIR). Dispone de 4 bandas a 10 m de resolución: azul (490 nm), verde (560 nm), rojo (665 nm) e infrarrojo cercano (842 nm); 6 bandas a 20 m de resolución: 4 franjas en el infrarrojo cercano para la vegetación (705 nm, 740 nm, 783 nm y 865 nm) y 2 bandas anchas para el SWIR (1610 nm y 2190 nm); 3 bandas a 60 m de resolución destinadas a la corrección atmosférica: 443 nm para aerosoles, 945 nm para vapor de agua y 1375 para detección de cirros.

2.3. Métodos

2.3.1. Selección y preprocesado de imágenes

Para obtener una imagen que abarque la mayoría de la DHS es necesario utilizar 5 teselas (Figura 2). Las fechas en las que se encuentran disponibles las 5 entre 2017 y 2018 se muestran en la tabla 1.

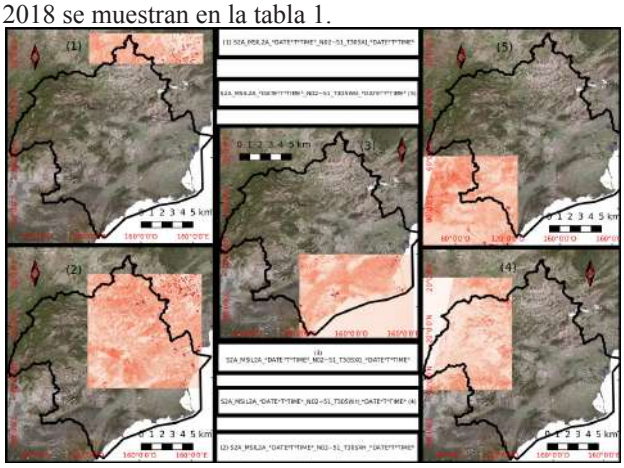


Figura 2. *Teselas necesarias para completar la DHS.*

Tabla 1*. Fechas de las imágenes seleccionadas.*

	Primavera	Verano	Otoño
2017	05-06	14-08	23-09
	15-06	03-09	03-10
		13-09	23-10
			22-11
			12-12
2018	21-04	10-07	18-10
	11-05	30-07	07-11
	31-05	09-08	27-11
	20-06	29-08	
		18-09	

Las imágenes utilizadas tienen el nivel de preprocesado 2A, ya que las variables biofísicas que representan los índices (NDVI, TCB, SAVI, NDBI Y MNDWI) se obtienen a partir de datos de reflectividad a nivel BOA, y que la técnica de clasificación multitemporal necesita una buena corrección atmosférica.

Las imágenes en bruto se han procesado con SNAP para resamplear todas las bandas a una resolución de 10 m con por el método *nearest neighbour interpolation,* y GRASS (Mitasova y Neteler, 2008) junto a QGIS como soporte gráfico para la unión de imágenes de la misma fecha y el cálculo de índices.

2.3.2. Esquema de clasificación y Áreas de entrenamiento

El esquema de clasificación incluye 10 clases: 1. Bosque, 2. Matorral, 3. Arbóreo poco denso, 4. Arbóreo denso, 5. Herbáceo de secano, 6. Herbáceo de regadío, 7.

Superficies impermeables, 8. Agua, 9. Suelo desnudo y 10. Invernaderos.

Las áreas de entrenamiento y validación se han digitalizado mediante fotointerpretación a partir de las ortofotos del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) de máxima actualidad, realizando polígonos homogéneos de cada clase y distribuidos de forma equilibrada y dispersa por todo el territorio para garantizar cierta independencia estadística, al tiempo que recoger la heterogeneidad de datos de una misma clase.

2.3.3. Selección de variables y clasificación con Random Forest

El número de variables de partida es muy alto, 409, lo que incrementa la probabilidad de sobreajuste del modelo. Para reducir el número de variables se hace una selección inicial a partir del ranking de importancia de las variables, estabilizado gracias al aumento del número de árboles a 2000 de *Random Forest* (RF). Se eliminan las variables de menor importancia hasta el número en el que el análisis del ajuste y el índice kappa en la calibración de modelos muestra que se estabilizan. Además, dado que el ranking de variables no tiene en cuenta la correlación entre ellas, se pueden descartar aquellas que presentan correlación elevada con alguna de las variables de importancia superior no eliminadas previamente.

2.3.4. Validación

La validación del modelo se realizará de forma tanto cuantitativa, mediante el análisis de la matriz de confusión, índice kappa y errores de omisión y comisión, así como cualitativa a través de la inspección visual de la clasificación obtenida apoyada por ortofotografía.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Importancia de las variables

Las variables más importantes pertenecen al espectro del infrarrojo cercano de una fecha de verano, 15/06/2017, junto a un NDBI de otoño, 22/11/2017. Entre las 25 variables más importantes prevalecen las fechas estivales y se alterna verano y otoño entre los índices, de los que no aparecen NDVI ni TCB.

3.2. Modelo con 409 variables

La matriz de confusión (Tabla 2) y los estadísticos del primer modelo con todas las variables ofrece una exactitud de 93,2% con un intervalo de confianza al 95% de 0,003 y un índice kappa de 0,92.

El error de comisión más destacable aparece en las superficies impermeables y el de omisión en el suelo desnudo, que alcanza casi un 19%, siendo los destinatarios de estos píxeles mal clasificados las superficies impermeables mayoritariamente. La confusión de suelo desnudo con otras clases, principalmente superficies impermeables y las confusiones entre cultivos de secano y de regadío, tanto herbáceos como arbóreos, son errores habituales en áreas semiáridas (Alonso-Sarría et al., 2010; Del Toro et al., 2015; Gomariz-Castillo, 2017; Rodríguez, 2018).

Tabla 2. *Matriz de confusión y errores por clases del modelo con todas las variables.*

	Reference										Error omisión
Predicion	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	(%)
1	2710	35	0	13	0	0	2	20	0	0	2,51
2	153	2795	13	0	2	5	4	9	81	0	8,71
3	12	16	3319	4	49	14	0	18	0	0	3,29
4	8	0	11	2926	0	70	0	0	0	0	2,95
5	0	34	88	115	2740	39	0	22	41	0	11,01
6	5	3	0	125	0	3052	39	129	0	0	8,97
7	19	112	16	7	10	17	2920	22	190	59	13,40
8	0	0	0	0	0	3	0	2619	0	5	0,30
9	93	5	21	0	0	0	8	0	1347	0	8,61
10	0	0	0	0	0	200	28	0	0	2736	7,69
Error comisión (%)	9,66	6,83	4,29	8,27	2,17	10,23	2,69	7,74	18,80	2,28	

3.3. Modelo con 28 variables

Tras el proceso de selección de variables, el modelo queda con 28 variables entre las que aparecen 18 de las 24 fechas disponibles. Las dominantes son de verano y otoño y aparece alguna de primavera. La presencia de variables del espectro visible es escasa, solo aparece el mapa de espesor de los aerosoles (AOT), b1. El resto de bandas utilizadas, b6, b9 y b11 corresponden a las regiones del NIR y el SWIR. En el caso de los índices, aparece al menos uno de cada, salvo del TCB.

Tabla 3. *Matriz de confusión y errores por clases del modelo final.*

	Reference										Errores omisión
Prediction	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	(%)
1	2670	29	1	40	0	0	1	17	0	0	3,19
2	154	2682	12	4	2	0	5	13	58	0	8,46
3	11	0	3175	3	214	3	1	27	0	0	7,54
4	13	5	87	2877	0	238	1	0	0	0	10,67
5	5	87	60	196	2549	2	11	20	11	0	13,32
6	2	3	10	59	0	2951	46	147	40	0	9,42
7	6	194	123	10	8	3	2924	9	320	24	19,24
8	0	0	0	1	0	3	0	2606	0	5	0,34
9	139	0	0	0	28	0	1	0	1230	0	12,01
10	0	0	0	0	0	200	11	0	0	2771	7,07
Errores comisión (%)	11	10,6	8,44	9,81	8,99	13,20	2,56	8,20	25,85	1,03	

La matriz de confusión de este modelo (Tabla 3) presenta confusiones (Figura 3) entre clase similares a las de modelo con todas las variables. Este modelo final ofrece un índice kappa de 0,90 y un ajuste del 90,6%, con 0,0033 de intervalo de confianza al 95%. En el mapa de usos y coberturas resultante (Figura 4) destaca la presencia claramente visible de varias de las confusiones entre clases que la validación cuantitativa ya señalaba, como el alto porcentaje de superficie clasificada como impermeable, así como entre cultivos de regadío e invernaderos en la zona sureste.

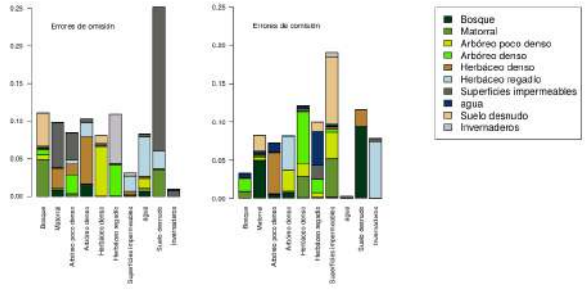


Figura 3. *Confusiones entre clases.*

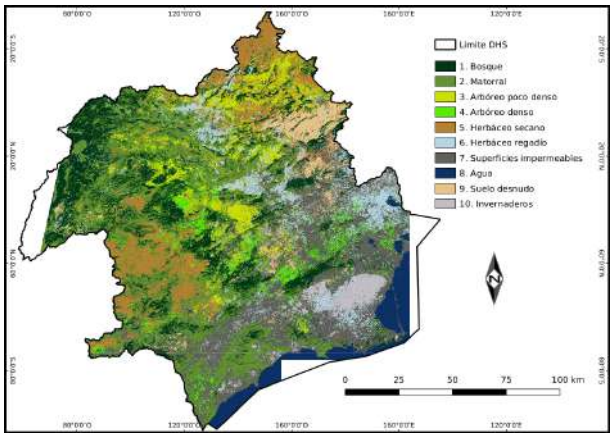


Figura 4. *Mapa de usos y coberturas final.*

4. CONCLUSIONES

La selección de variables ha permitido eliminar variables con información redundante y obtener un modelo a partir de solo 28 variables casi tan exacto como el modelo inicial de 409 variables.

Se puede afirmar, coincidiendo con Gomariz-Castillo et al. (2017), que a mayor variedad de estaciones, mejor ajuste. Sin embargo, este modelo no ha sido capaz de solventar las confusiones entre clases habituales en áreas semiáridas. La clasificación de áreas de regadío como invernaderos puede deberse realmente a la proliferación del uso de plásticos en los cultivos, así como a una mala definición de las áreas de entrenamiento. Aparece una nueva confusión entre superficies impermeables, bosque o cultivos de regadío y agua. Es muy probable que la mayor resolución espacial de Sentinel-2, 10 metros, frente a los 30 de Landsat, sea en buena medida responsable de esta mejora junto a la multitemporalidad de las imágenes.

5. BIBLIOGRAFÍA

Alonso-Sarría, F., Gomariz-Castillo, F., Cánovas-García, F. 2010. Análisis temporal de los cambios de usos del suelo en la cuenca del Segura mediante teledetección. Implicaciones sobre la degradación. Cuaternario y geomorfología: Revista de la Sociedad Española de Geomorfología y Asociación Española para el Estudio del Cuaternario, 24(3), 71-86.

Aschbacher, J., Milagro-Pérez, M.P. 2012. The European Earth monitoring (GMES) programme: Status and perspectives. Remote Sensing of Environment, 120, 3-8.

Berberoglu, S., Curran, P. J., Lloyd, C.D., Atkinson, P.M. 2007. Texture classification of Mediterranean land cover. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 9(3), 322–334.

Berger, M., Moreno, J., Johannessen, J.A., Levelt, P.F., Hanssen, R.F. 2012. ESA's sentinel missions in support of Earth system science. Remote Sensing of Environment, 120, 84-90.

Del Toro Espín, N., Gomariz-Castillo, F., Cánovas-García, F., Alonso-Sarría, F. (2015). Comparación de métodos de clasificación de imágenes de satélite en la cuenca del río Argos (Región de Murcia). Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 67.

Diouf, A., Lambin, E. 2001. Monitoring land-cover changes in semi-arid regions: remote sensing data and field observations in the Ferlo, Senegal. Journal of Arid Environments, 48(2), 129–148.

Drusch, M., Del Bello, U., Carlier, S., Colin, O.; Fernandez, V., Gascon, F., Hoersch, B., Isola, C.; Laberinti, P., Martimort, P. 2012. Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services. Remote Sensing of Environment, 120, pp. 25–36.

Gomariz-Castillo, F., Alonso-Sarría, F., Cánovas-García, F. 2017. Improving classification accuracy of multi-temporal landsat images by assessing the use of different algorithms, textural and ancillary information for a mediterranean semiarid area from 2000 to 2015. Remote Sensing, 9(10), 1058.

Mitasova, H., Neteler, M. (2008). Open source GIS: a GRASS GIS approach. Springer.

Rodríguez Valero, M. 2018. Clasificación de imágenes Landsat-8 en la Demarcación Hidrográfica del Segura. Trabajo Fin de Grado, Facultad de Biología, Universidad de Murcia.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 353-356. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Estimación de la pérdida de suelo útil mediante el modelo predictivo RUSLE e imágenes de satélite en la Isla volcánica de Fogo, Cabo Verde (África)

Hernández, Z.[(1)], de Figueiredo, T.[(2)], Neta, M.C.[(3)]
[(1)] Universidad de La Laguna, Facultad de Ciencias, S/C Tenerife, España. zhernanh@ull.edu.es
[(2)] Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança, Portugal. tomasfig@ipb.pt
[(3)] Universidade Federal de Pelotas, Campus Capão do Leão- 96010-900, Pelotas, Brasil. netamariacc@gmail.com

Resumen: Disponer de cartografía de riesgos erosivos es una herramienta indispensable para la ordenación territorial y ambiental de los recursos naturales, así como para la eficiente toma de decisiones de los gestores regionales. La ecuación universal de pérdidas de suelo revisada (RUSLE) es uno de los modelos predictivos más conocidos y utilizados a nivel mundial para estimar la pérdida de suelo. Utiliza como factores: i) la erosividad o torrencialidad de las lluvias, ii) la erodibilidad del suelo, iii) la topografía, iv) la cobertura vegetal, y v) las prácticas conservacionistas. Este trabajo tiene como objetivo calcular las tasas de erosión de suelo en la Isla de Fogo, mediante el modelo predictivo RUSLE, empleando técnicas de SIG e imágenes de satélite. Se utilizaron como bases de datos: un mapa topográfico detallado (5 m) , registros diarios de precipitación de más de 10 años en 12 estaciones meteorológicas, datos analíticos de los suelos de la isla e imágenes de satélite Landsat 8. Los resultados mostraron que el 66 % de la superficie de la isla volcánica presenta un riesgo de erosión alto o extremo, siendo un 20% de la misma severa, con tasas de erosión de 40-100 ton·ha^{-1}·año^{-1}. Dichas tasas de erosión suponen pérdidas de 1-5 cm del suelo superficial (prácticamente la capa de suelo fértil). Estos valores pudieron ser contrastados con datos de campo donde se estimaron altas tasas de erosión en los suelos más erodibles (sobre pumita). Los resultados muestran la urgente necesidad de realizar prácticas de conservación de suelos en las zonas de mayor pendiente para reducir los efectos drásticos de la pérdida de suelo útil y la desertificación del territorio.

Palabras clave: Landsat, MDT, SIG, tasa de erosión, suelos volcánicos.

Estimation of the potential soil loss using satellite images and the RUSLE predictive model in the Fogo Island, Cape Verde (African)

Abstract: *Having a map with the regions of greatest risk of erosion is an indispensable tool for territorial and environmental planning, as well as to improve decision making. The Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) is among the most recognized models used to estimate soil loss. It uses as factors the erosivity or torrentiality of the rains, the erodibility of the soil, the topography, the vegetal cover, and the conservationist practices. This paper aims to map the soil erosion rate applying the RUSLE model and perform an approximation to the morphological zone, using GIS technics and satellite imagens from Fogo Island. Different data base are used, such as: a detailed topographic map (resolution of 5 m) to derive the LS factor; daily records of 10-year rainfall from 12 stations treated in order to estimate the R factor; analytical data from soil samples to compute the K factor; Landsat satellite images to estimate the C factor. The results show that a 66% of land represents risk ranging from high to extreme, of which a 20% of land presents very severe risk of being eroded, that is, 40 to 100 ton·ha^{-1}·year^{-1}. These erosion rates suppose losses of 1-5 cm of the surface soil (practically the fertile layer). These values could be contrasted with field data where high soil losses were estimated in the more erodible soils (over pumice). The results confirm the need to preserve the soil itself and the soil thalweg in order to mitigate the effects of soil loss and land desertification.*

Keywords: *Landsat, DTM, GIS, erotion rate, volcanic soils.*

1. INTRODUCCIÓN

El suelo constituye un recurso no-renovable. Además de las funciones ambientales que desempeña en la retención de gases, agua y nutrientes, es un recurso estratégico en las políticas agrarias (Boardman y Poesen, 2006).Se ha estimado que se requieren más de 1.000 años para formar 1 cm de suelo (Morgan *et al.,* 2005). Sin embargo, se pierden más de 75 billones de toneladas de suelo al año, lo que supone unos gastos de U$400 billones en la rehabilitación de las zonas degradadas (Telles y Guimarães, 2009). Según la Agenda 2030 de la Organización de las Naciones Unidas (ONU), se requieren políticas y acciones específicas diseñadas para limitar el consumo de suelo y para detener el preocupante fenómeno del agotamiento progresivo del recurso, con la consiguiente aceleración de la erosión.

Un requisito previo para la protección efectiva de los suelos consiste en monitorizar los procesos erosivos a diferentes escalas espaciales y temporales, y utilizar las bases de datos obtenidas para formular, calibrar y validar los modelos predictivos necesarios para definir y cuantificar las "áreas de riesgo" por pérdida de suelo o erosión.

En este sentido, el modelo RUSLE es el método más robusto para la estimación de pérdidas de suelo. Su robustez se debe a que requiere gran cantidad de datos y su fiabilidad en que ha sido ampliamente utilizado durante más de 50 años en estudios de erosión hídrica a nivel mundial (Panagos *et al.,* 2015). La ecuación revisada del

modelo RUSLE (Renard *et al.,* 1997) se define como: A=R·K·LS·C·P (Ecuación 1), donde A es la tasa anual de pérdida de suelo (ton·ha^{-1}·año^{-1}); R es el índice de erosión pluvial (hJ·cm·m^{-2}·h^{-1}); K es el factor de erosionabilidad del suelo (t·m·h·ha^{-1}·J^{-1}·cm^{-1}); LS es el factor topográfico producto de los factores: longitud, L, y pendiente, S; C es el factor uso del suelo (cobertura vegetal) y P es el factor de prácticas de conservación de suelos agrícolas.

La aplicación de este modelo requiere técnicas de cartografía, SIG e interpolación de datos para generar una base de datos adecuada para estimar la tasa de erosión de suelo.

En este sentido, se entiende que la pérdida de suelo es tolerable cuando la tasa de pérdida de suelo es aceptable para mantener las condiciones de productividad agrícola y sostenibilidad ambiental (Figueiredo *et al.*, 2015).

El objetivo de este trabajo es determinar la tasa de erosión hídrica en la Isla de Fogo mediante el cálculo de los factores de la ecuación RUSLE, empleando técnicas de geo-procesamiento y teledetección.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El estudio se lleva a cabo en la isla volcánica de Fogo, en el archipiélago de Cabo Verde, localizada a aprox. 500 km de la costa africana (Senegal), entre 14°50'LN e 24°20'en el océano Atlántico. La isla tiene una superficie total de 476 km², con una altitud máxima de 2785 m (Volcán de Fogo). Se localiza en la zona intertropical seca, con un clima árido a semiárido. La precipitación media anual es de 589 mm. Las lluvias se concentran casi totalmente en los meses de agosto a octubre, cuando la Zona de Convergencia Intertropical está más activa sobre el archipiélago y África occidental. Su reciente origen volcánico (última erupción en 2014) le confiere materiales litológicos jóvenes y altamente erosionables (Hernández *et al.,* 2016). (Figura 1).

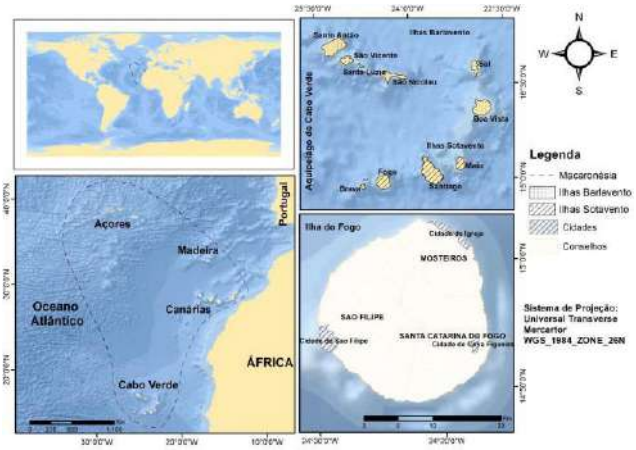


Figura 1. *Localización geográfica de la Isla de Fogo, Cabo Verde.*

2.2. Elaboración del modelo digital del terreno

Se utiliza como base cartográfica el Mapa Topográfico (con resolución de 5 m) WGS84 del Instituto Nacional de Gestión del Territorio de Cabo Verde. A partir de estos datos se construye el modelo digital de terreno (MDT) con una resolución de 10 m. A partir del MDT, se realizan los mapas de variables geomorfológicas: altitud, pendiente, curvatura longitudinal y forma del terreno, usando el programa SagaGis.

2.3. Cálculo de los factores de laRUSLE

Para obtener la tasa anual de pérdida de suelo en la Isla se utilizó la ecuación revisada del modelo RUSLE (Ecuación 1). Todos los datos fueron geo-procesados en un SIG. Para el cálculo del factor R o erosividad (MJha^{-1}mm·h^{-1}) de la RUSLE, aunque el índice más utilizado es el EI30 desarrollado por Wischmeier y Smith (1978) que calcula el producto de la energía cinética de un aguacero por su máxima intensidad en 30 minutos, en este trabajo se utiliza el índice modificado de Fourier, desarrollado para la costa este de África, en el que se emplean las medias mensuales en vez de los valores máximos de precipitación (Arnoldus, 1980). Se emplearon datos pluviométricos de 10 años (2004-2016) para 12 estaciones meteorológicas distribuidas en la Isla.

El factor K [t·ha^{-1}(MJha^{-1}·mmh^{-1})] o erodibilidad del suelo representa la susceptibilidad del suelo a ser erosionado y se calcula siguiendo la propuesta original de Wischmeier y Smith (1978). Depende de la granulometría, contenido de materia orgánica, estructura y permeabilidad del suelo. Para ello, se utilizaron los datos analíticos de los suelos muestreados en la Isla de Fogo durante la campaña de campo de 2013. Se corrigieron los valores debidos a la presencia de elementos groseros, según Panagos *et al.* (2014) y se consideró la clasificación categórica (leve, moderada, alta) propuesta por Figueiredo (1989).

El factor topográfico LS combina el factor L, longitud de pendiente y el factor S, pendiente, resultando en un valor que aumenta el valor final de las pérdidas de suelo conforme aumenta la pendiente del terreno. Se calculó a partir del MDT realizado en este trabajo, según el método de Desmet y Govers (1996).

El factor C o uso del suelo se determinó usando imágenes de satélite. Se utilizaron varias imágenes Landsat L8 OLI para el año 2013 en el mes más seco (marzo) y más húmedo (septiembre). A partir de los valores de NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada) se calculó el factor C, según Kniff *et al.* (2000). Los resultados obtenidos por satélite se compararon con el Mapa de Zonificación Agroecológica y Vegetación (MZAV) del Instituto de Investigación Científica Tropical de Portugal, previamente georreferenciado y digitalizado para este trabajo.

3. RESULTADOS

3.1. Variables geomorfológicas del MDT

Los resultados de la cartografía de variables morfológicas: altitud, pendiente, curvatura longitudinal y forma del terreno, obtenidas a partir del MDT de la Isla de Fogo, se presentan en la Figura 2.

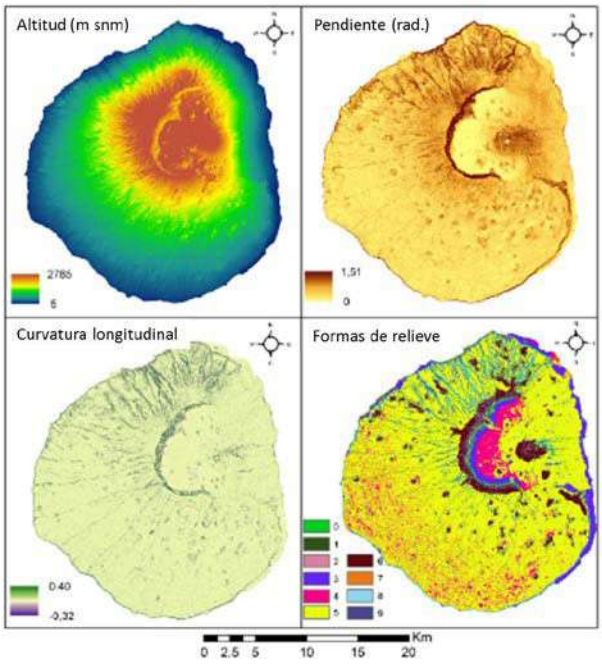


Figura 2. *Variables geomorfológicas obtenidas a partir del MDT de la Isla de Fogo: (a) altitud, (b) pendiente, (c) curvatura longitudinal y (d) formas del relieve.*

3.2. Tasa anual de pérdida desuelo

El factor R o erosividad de la Isla presentó un valor medio de 856,81 MJ·ha^{-1}·mm·h^{-1} (min de 463,02 y max. de 1298,98). Los valores más altos se localizaron a mayores altitudes, en el borde del extratovolcán y en el cono del volcán de Fogo (Figura 3). Sánchez-Moreno (2014) encontró valores medios de erosividad para la Isla de Santiago (Cabo Verde) de 1700 J.mm.m^{-2}.h^{-1}, correspondiendo con las zonas más altas, de pendientes pronunciadas y suelos poco profundos. El factor K o erodibilidad varía en función del tipo de suelo, entre 0,0085 a 0,0686, con un valor medio de 0,0257 ton. ha^{-1}·(MJ·ha^{-1}·mm·h^{-1}). Los Arenosoles mostraron los valores mayores, con 0,0306 ton.ha^{-1}·(MJ·ha^{-1}·mm·h^{-1}), seguidos de los Phaozens, Andosoles, Leptosoles, Regosoles y Cambisoles. Rimarachin (2012) encontró valores del factor K semejantes para la región volcánica de Perú, siendo que para los Andosoles se estimaron valores de 0,0098 ton.ha^{-1}·(MJ·ha^{-1}·mm·h^{-1}). La Figura 3 muestra como cerca del 74% de la superficie de la Isla presenta baja erodibilidad debido a la abundancia de elementos groseros y a la presencia de Andosoles. En cuanto al factor LS, el valor promedio de la Isla fue de 3,97 (±3,88). Valores por encima de 15 sólo se encontraron en un 1,5% de la superficie total de la Isla. Conforme a los datos de la Figura 3, un 70% de la Isla presenta un factor LS de 5,variando con la pendiente media del 12-27%. A partir del NDVI en las imágenes Landsat 8 se calculó el porcentaje de cobertura vegetal y el factor C de la RUSLE. Los resultados del factor C se correlacionaron de forma significativa con el MZAV, lo que manifestó la fortaleza de los datos de satélites para la clasificación de usos desuelo.

A partir de los factores de la ecuación de la RUSLE, se calculó la tasa media de pérdida de suelo que resultó ser de 41,71 t·ha^{-1}·año^{-1} (±58.36) en cuanto que el total anual de suelo erodido de la isla fue de 21019 t (Figura 4). Kniff *et al.* (2000) describieron valores medios de pérdida de suelo para el sur de Italia de 5,65 t·ha^{-1}·año^{-1}(±14,08), de manera que cerca del 51% del área presentaba riesgo bajo o muy bajo a la erosión hídrica. Por el contrario, la Isla de Fogo presenta un 85% de la superficie total con un riesgo alto, severo o extremo. Dichas tasas de erosión suponen

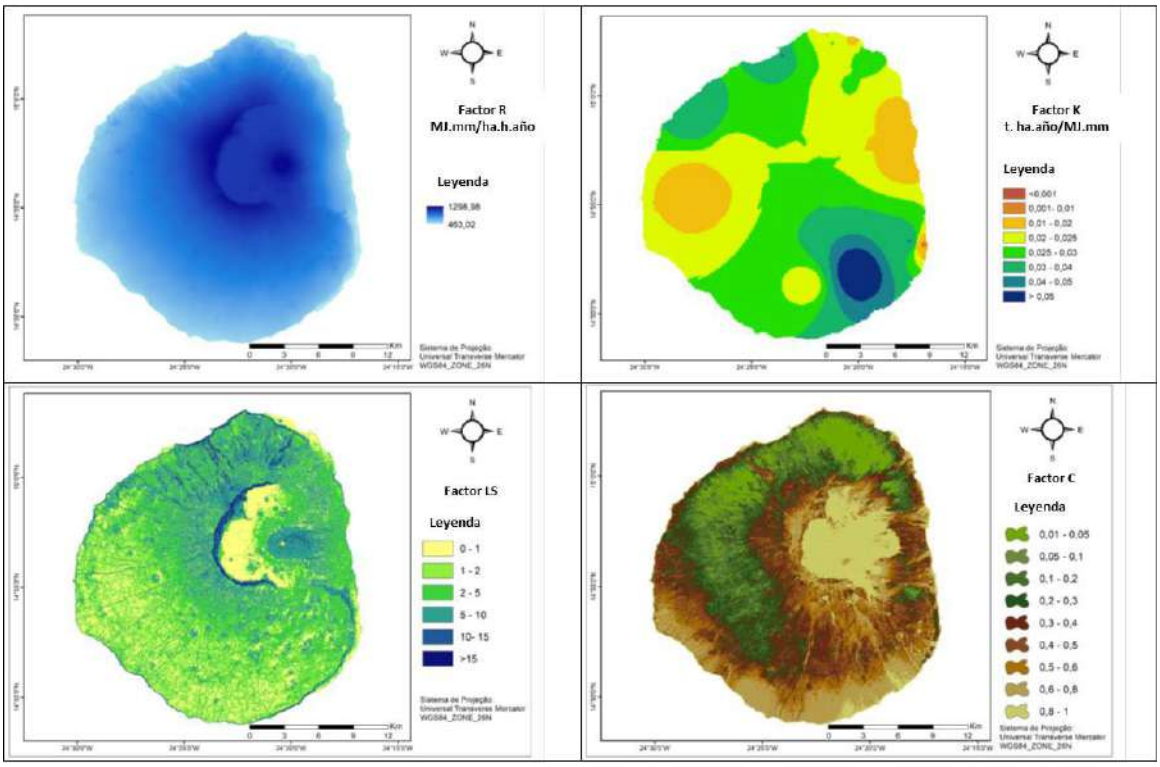


Figura 3. *Mapas de los factores de la RUSLE: erosividad (factor R), erodibilidad (factor K), pendiente (factor LS) y uso del suelo (factor C) calculados para la Isla de Fogo, Cabo Verde.*

pérdidas de 1-5 cm de la capa superficial (prácticamente el suelo fértil). Estos valores pudieron ser contrastados durante una campaña de campo, donde se estimaron altas pérdidas de suelo, coincidiendo con suelos más sensibles a la erosión, debido a la litología de los mismos (pumita).

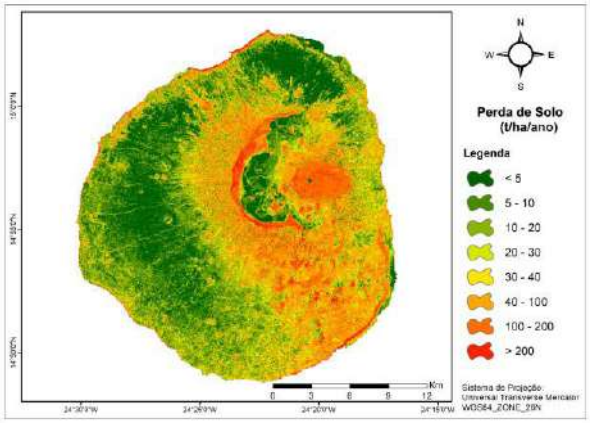


Figura 4. *Mapa de tasa de pérdida de suelo anual, estimada a partir de la ecuación de la RUSLE, para la Isla de Fogo, Cabo Verde.*

4. CONCLUSIONES

El uso de imágenes de satélite permitió realizar una estimación de las pérdidas de suelo en la Isla de Fogo (Cabo Verde), siguiendo la ecuación internacional de la RUSLE. Los resultados muestran altas tasas de pérdida de suelo, debidas a la alta torrencialidad de las lluvias (factor R) y la erodibilidad de los suelos, en su mayoría desarrollados sobre un sustrato muy erodible como la pumita (factor K). Ante la drástica pérdida de suelo y elevado riesgo de erosión se hace imprescindible activar medidas de conservación de suelos para no perder los pocos centímetros de suelo útil, de los que depende la agricultura de subsistencia de la población de la Isla. En este sentido, sería necesaria la construcción de terrazas agrícolas, para reducir el factor topográfico (factor LS), así como la reforestación con plantas nativas que permitieran incrementar la cobertura vegetal (factor C) en suelos aptos para el cultivo.

5. BIBLIOGRAFÍA

Arnoldus, H.M.J. 1980. An approximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation. In Assessment of Erosion, pp. 127-132. Ed. by M. De Boodt & D. Gabriels. John Wiley & Sons,Chichister.

Boardman, J. y Poesen, J. 2006. Soil Erosion in Europe. L. John Wiley & amp; Sons, Ed., John Wiley and Sons. England.

Desmet, P.J.J. y Govers, G. 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landcape units. Journal of soil and water conservation, 51, 427–433.

Figueiredo, T. 1989. Estimativa de Erodibilidade em alguns perfis de Unidades de Solo representativas de Trás-os-montes: primeira aproximação. Instituto Politécnico de Bragança, Portugal.

Figueiredo, T, Fonseca, F., Nunes, L. 2015. Os solos a suscetibilidade à desertificação no NE de Portugal. In Proteção do solo e Combate a desertificação, pp. 87-100. Ed. by T. Figueiredo, F. Fonseca & L. Nunes. Instituto Politécnico de Bragança, Portugal.

Hernández, Z., Figueiredo, T., de Pina, C., Pérez- Trujillo, J.P., Almendros, G. 2016. Failed check-dams or new-born terraced areas? Discussing results of a study on Fogo Island, Cape Verde (Africa). In 3rdWorld Meeting on Terraced Landscapes, pp. 1-4. Ed. by INTLA, Venice-Padua, Italia.

Kniff, J.M., Jones, R.J.A., Montanarella, L. 2000. Soil erosion risk assessmente in Italy. Joint Research Centre, EuropeanComission.

Morgan, R.P.C. 2005. Soil erosion and conservation. 3ªed. Rev. National Soil Resources Institute, Cranfield University.

Panagos, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Borrelli, P., Alewell, C. 2014. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. Science of the Total Environment, 479–480,189–200.

Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C. 2015. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. Environmental Science & Policy, 54, 438–447.

Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., Mccool, D.K., Yoder, D.C. 1997. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised soil loss equation (RUSLE). U.S. Dept. of Agriculture, Agric. Handbook No. 703, p404.

Rimarachín, J.L.D. 2012. Avaliação ambiental por geoprocessamento na sub-bacia do Angasmarca, região La Libertad, Peru. TFM. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

Sanchez Moreno, J.F., Mannaerts, C.M., Jetten, V. 2014. Rainfall erosivity mapping for Santiago Island, Cape Verde. Geoderma, 217–218, 74–82.

Telles, T.S., Guimarães, M.F. 2009. Custo da erosão do solo. Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural, Congresso 47SOBER, Porto Alegre.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. USDA, Agriculture Handbook 537. U.S. Government Printing Office, Washington,DC.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 357-360. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Estimación de la distribución espacial del control terrestre para el proceso fotogramétrico utilizando aeronaves remotamente pilotadas

Puerto-Caro, L.N.[(1)], Ríos-Monroy, A.P.[(1)], Upegui, E.[(2)]
[(1)] Universidad Distrital Francisco José De Caldas, Rama IEEE, Capitulo GRSS.
lnpuertoc@correo.udistrital.edu.co
[(2)] Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Grupo GEFEM, GRSS IEEE-UD, Carrera 7# 40B-53 C.P. 110231, Bogotá, Colombia.

Resumen: Este documento es una síntesis del proceso de investigación que se formuló a partir del resultado de una búsqueda de información sobre teorías y/o estudios técnicos que regulen el proceso de fotocontrol terrestre con la implementación de sistemas de aeronaves remotamente pilotadas, en cuanto a la distribución y el número de los puntos de control terrestre, su relación con la topografía, el área de terreno y la cámara no métrica usada. Es necesario tener en cuenta que la captura de puntos de control terrestre en el área de estudio, es una actividad importante para el proceso fotogramétrico, ya que a partir de estos se determinan las coordenadas reales de cualquier punto del terreno con la precisión requerida por los estándares de precisión posicional ASPRS para datos geoespaciales digitales.

Palabras clave: control terrestre, fotocontrol, RAPS, fotogrametría, SfM, SIFT, georreferenciación.

Estimation spatial distribution the ground control for photogrammetric process using remotely piloted aircraft

Abstract: *This document is a synthesis of the research process that was formulated based on a search for information on theories and / or technical studies that regulate the process of terrestrial photocontrol with the implementation of unmanned aerial vehicles, in terms of distribution and the number of land control points, their relation with the topography, the land area and the non-metric camera used. It is necessary to bear in mind that the capture of terrestrial control points in the study area is an important activity for the photogrammetric process, since from these the real coordinates of any point of the terrain are determined with the precision required by the cartographic quality ASPRS Positional Accuracy Standards for Digital Geospatial Data.*

Keywords: *ground control, photocontrol, RAPS, photogrammetry, SfM, SIFT, georeferencing.*

1. INTRODUCCIÓN

El uso de RAPS, ofrece amplias posibilidades de aplicación al sector de la ingeniería (Candiago et al., 2015; Coveney y Roberts, 2017; Zapata, 2003). No obstante, el uso de esta tecnología ha presentado diferentes problemáticas dentro de todas sus aplicaciones debido a que las técnicas fotogramétricas fueron planteadas para aviones y cámaras aéreas fotogramétricas. Así, algunos fundamentos fotogramétricos no mantienen vigencia dentro del procesamiento de las fotografías capturadas por RAPS lo que ha impactado directamente en la precisión y a la captura de información real a partir de estas imágenes. En 2014 (Graça et al., 2014) pusieron de manifiesto que la utilización de RAPS presenta como dificultades para fines fotogramétricos, entre otras: a) la inestabilidad de la plataforma durante el vuelo que hace que la superposición de la imagen a lo largo de la línea de vuelo y la línea lateral, para líneas de vuelo adyacentes, sea incorrecta; b) las imprecisiones de la medición directa de posición y orientación del sensor debido al uso de una Unidad de Medición Inercial (IMU) compacta y de bajo costo; c) el elevado número de imágenes debido al uso de cámaras digitales compactas y de bajo coste en alturas de vuelo bajas. Igualmente, la adquisición de imágenes con RAPS permite la interpretación visual, y los procesos en las imágenes asociados a la misma, pero que aún no se tiene la calidad suficiente en estos productos para permitir la integración de modelos cuánticos y la estimación de variables físicas. En este estudio de caso, en el municipio de Cómbita, departamento de Boyacá (Colombia), se analiza la forma y el tamaño de las señales, su distribución y cuantificación en el área de acuerdo a las características del terreno y al objetivo del levantamiento, con el fin de determinar la importancia de la etapa de fotocontrol en el proceso fotogramétrico con RAPS.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio

La zona de estudio está localizada en la vereda Santa Bárbara del municipio de Cómbita Boyacá, con coordenadas geográficas 5°41’41,59”N 73°19’48,12”O a una altura aproximada sobre el nivel del mar de 3100 m. La zona de estudio se caracteriza por ser área de páramo con temperaturas entre los 0° y 12°C, un clima semihúmedo y seco, con una topografía fuertemente ondulada, altas pendientes y redes fluviales.

2.2. *Scale Invariant Feature Transform* (SIFT)

Es el método por medio del cual se extraen las características clave (invariantes) de las imágenes con el propósito de obtener una comparación fiable de las diferentes vistas de un objeto a partir de una función de diferencia de Gauss. Tiene cuatro etapas: Detección de extremos de espacio de escala, Localización de puntos clave, Asignación de orientación y Descriptor de punto clave (Lowe, 2004); por medio de los cuales se transforman los

datos de la imagen en coordenadas invariantes de la escala en relación con las características locales gracias a la implementación de las tablas *hash* y de la transformada de Hough (Zambrana, 2011).

2.3. *Structure from motion* (SfM)

Es un método que permite reducir costos de adquisición de datos tridimensionales precisos y de alta resolución mediante procesos que requieren de muy baja experiencia del usuario y que se pueden realizar con cámaras de bajo costo gracias a la adquisición de imágenes con altos porcentajes de superposición (Micheletti et al., 2015). Este método implementa la transformación SIFT para establecer las relaciones espaciales entre las ubicaciones de las imágenes (Micheletti et al., 2015).

2.4. Control terrestre

La determinación de las coordenadas planimétricas (control horizontal) y altimétrica (control vertical) de puntos en el terreno se conoce con el nombre de control terrestre y se realiza para para poder ajustar la escala del modelo y realizar la nivelación de éste (Pérez, 2001). La señalización del control terrestre, puede ser anterior o posterior a la toma de fotografías. Cuando la señalización es previa al vuelo, es decir preseñalizado (Ramírez y Deagostini, 1971), consiste en la materialización en campo de una serie de señales, previamente a la realización del vuelo, para poderlas utilizar como puntos de apoyo fotogramétricos. La forma de estas señales adoptada más generalmente es la cuadrada (Pérez, 2001), que se dividen en dos colores, con el fin de facilitar la identificación del centro de la señal y así poder calcular la coordenada. Las dimensiones de estas señales variarán según la distancia de la muestra en el terreno –*ground sample distance*– (GSD). La marca debe ser diez veces más grande que el tamaño del GSD (Claros et al., 2016).

2.5. Estadísticos

La cuantificación del error en el modelo digital de terreno (MDT), se puede realizar comparando el MDT con un conjunto de valores conocidos o de referencia, homólogos a los del MDT, considerados como valores verdaderos (Felicísimo, 1994). Se describe a este error como la diferencia de alturas en Z (Δhi) del MDE y su punto homólogo en la información de referencia (Fallas, 2017; Felicísimo, 1994). Esta diferencia puede describirse estadísticamente a partir del uso de las ecuaciones 1, 2, 3 y 4 (Müller y Gärtner-Roer, 2014; Cumbe y Roncancio, 2017). Estos estadísticos de evaluación se pueden aplicar también a la ortofotografía, debido a que X, Y y Z son coordenadas geográficas y se consideran independientes por su condición de ortogonalidad, es decir, son sistemas de coordenadas ortogonales.

Error Medio

$$ME = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(COORD_i - REF_i) \quad (1)$$

Error Medio Absoluto

$$MEA = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}\left|COORD_i - REF_i\right| \quad (2)$$

Error Medio Cuadrático

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(COORD_i - REF_i)^2} \quad (3)$$

Desviación del Error Estándar

$$SD_{ME} = \sqrt{\frac{1}{N-1}\sum_{i=1}^{N}\left|(COORD_i - REF_i) - ME\right|^2} \quad (4)$$

Donde: REF_i=Coordenada de real del punto *i*; $COORD_i$=Coordenada del MDE y la ortofotografía en el punto *i*; N=total de la muestra.

Una prueba inmediata de calidad para el modelo puede realizarse comparando el error medio con un valor máximo aceptable, definido de acuerdo con unos baremos de calidad (Ecuación 5, Veregin, 1998):

$$t = \frac{(|ME| - EP)\cdot\sqrt{N}}{SD_{ME}} \quad (5)$$

donde *EP* es el error máximo aceptable. La desviación se considera estadísticamente significativa si (Veregin, 1998):

$$|\alpha| < T_{\alpha,N} \quad (6)$$

donde el segundo término es el percentil de la distribución T-Student para un nivel de significación α. El número de datos N son los grados de libertad (Felicísimo, 1994).

3. METODOLOGÍA DEL PROYECTO

El proyecto se realiza en cuatro etapas (Figura 1).

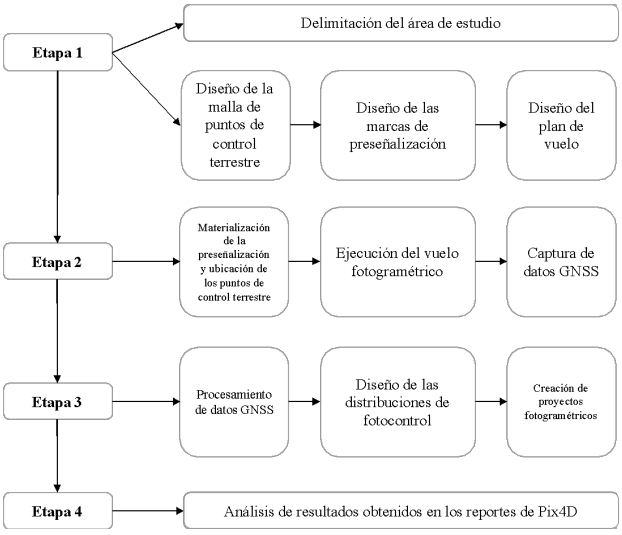


Figura 1. *Flujo de trabajo.*

Dentro de la etapa 1, se realizó un vuelo previo con un DJI-Phantom 4 para delimitar el área de estudio. Posteriormente se bosqueja una malla de puntos de control, diseñada a partir de la captura de datos en geofísica del método por corrección topográfica para gravimetría denominado grilla de adquisición circular de datos (Terford et al., 1990). Se ubican veinticuatro puntos de control con preseñalización (PS) de tamaño 80×80 cm, tres con PS de tamaño 40×40 cm y dos con PS de tamaño 30×30 cm. Los cinco últimos se ubicaron a un metro de los puntos de control número 1, 19, 20, 22 y 23 con el propósito de identificarlos fácilmente, ya que se previó que por su tamaño no fuesen foto identificables. Sin embargo, se implementaron ya que cumplían con ser diez veces mayor que el GSD (Claros et al., 2016). Las marcas que se usaron para

las preseñales fueron en forma de “L”, “Ajedrez”, “Cruz”, “X” y “Diana” en las cuales se realizaron combinaciones de color negro con amarillo, blanco con negro, azul con rojo y azul con amarillo. En la etapa 2, una vez materializadas las marcas de acuerdo a la malla de puntos diseñada, se realiza un vuelo transversal y uno longitudinal con la misma aeronave con el objetivo de analizar si a mayor superposición de imágenes mayor precisión. Posteriormente, se capturan datos GNSS con receptores doble frecuencia GR-5 y se calculan las coordenadas en el software Topcon Tools de los 23 puntos de control de tamaño 80×80 cm. En la etapa 3, se realiza el procesamiento fotogramétrico de veinte configuraciones con diferentes distribuciones de los puntos de control terrestre utilizando el software Pix4D. El procesamiento fotogramétrico se divide en tres etapas. La primera se denomina procesamiento inicial, donde se identifican las características específicas como puntos clave en las imágenes, calcula la orientación interior de la cámara y proporciona información de geolocalización con el GPS e INS incorporado en el RAPS. La segunda se denomina nube de puntos y malla, donde se realiza la densificación de puntos y la malla con textura 3D. En este paso es donde se introducen las coordenadas calculadas de los puntos de control terrestre y se miden en todas las aerofotografías que encuentren. Por último, la etapa de generación del DSM (*Digital Surface Model*, por sus siglas en inglés), Ortomosaico e índices, este paso permite la creación del modelo digital de superficie y el ortomosaico. El informe que exporta este software, proporciona el error medio cuadrático de cada uno de las distribuciones utilizadas. Estos informes se utilizan en la última etapa que se dedica a analizar los resultados del proceso.

4. RESULTADOS Y ANÁLISIS

El área del vuelo transversal fue de 38 ha, la altura del vuelo fue de 65 m y el GSD de 4,13 cm; mientras que en área longitudinal fue de 10 ha, la altura de vuelo 65 m y el GSD de 4,13 cm. En la tabla 1 se muestra el resumen de las veinte configuraciones realizadas, el número de puntos, el número de fotografías, el RMSE que calcula Pix4D del ajuste fotogramétrico de las coordenadas y el resultado de la implementación de estadísticos de evaluación. Para poder comparar los errores de los resultados, la configuración 5, que está compuesta por los puntos 18, 19, 21 y 23, es la que presenta menor valor en el RMSE del ajuste fotogramétrico del modelo computado con 365 fotografías, debido a que es de 0,028 m. Mientras que, la configuración número 6, que está compuesto por los mismos puntos que la configuración 5 presenta menor valor en el RMSE en el ajuste fotogramétrico, debido a que es de 0,019 m. Aunque la configuración 3, solamente el RMSE del ajuste fotogramétrico en Pix4D es de 0,01 m, no se tiene en cuenta para el análisis debido a que solamente se procesaron tres puntos de control en el modelo y se puede correr el riesgo de que este no esté bien nivelado.

Es importante señalar que sólo 12 de las configuraciones cumplen con el RMSE teórico del ajuste fotogramétrico que debería ser ideal cuando es menor a dos veces el promedio del GSD de la imagen, de acuerdo con la Clase II (alta precisión de mapeo) de los estándares de precisión posicional ASPRS para datos geoespaciales digitales (ASPRS, 2013). Por el contrario, en la implementación de los estadísticos de evaluación de la ortofotografía y el MDT (Tabla 1), se realiza una comparación en cuanto al RMSE del ajuste y el ME de la validación estadística de los datos, y se obtiene que las configuraciones con mayor error en el ajuste fotogramétrico realizado en Pix4D son los que presentan menor error en los productos fotogramétricos. Por ejemplo, la configuración 19, el RMS del ajuste fotogramétrico es de 0,15 m, y en los estadísticos de evaluación es una de las configuraciones que presenta menor error, como se explicó anteriormente. Se aplica una prueba inmediata de calidad, en donde el error permisible es cuatro veces el GSD, según la Clase II de los estándares de precisión posicional ASPRS para datos geoespaciales digitales (ASPRS, 2013), la cual se compara con el percentil de la distribución T-Student para $\alpha = 0{,}05$ y $N = 23$. Si esta prueba es menor a 2,069 (valor de la prueba T-Student), representa que es significativa, lo que rechaza la hipótesis nula que formula que el *ME* es igual o aproximadamente cero. Se evalúa la significancia de todas las distribuciones y se obtiene que las distribuciones 7, 15, 17, 18, 19 y 20 son significativas, es decir, que no se rechaza la hipótesis nula de que el error medio es igual a cero, por lo que los productos fotogramétricos de estas distribuciones son los más precisos.

Tabla 1. *Resumen de errores en las distintas distribuciones.*

DISTRIBUCIÓN	NÚM. DE IMÁGENES	NÚM. DE PUNTOS	RMS (M)	ERROR MEDIO (M)	ERRORMEDIO ABSOLUTO (M)	ERRORMEDIO CUADRÁTICO (M)	DESVIACIÓN DEL ERROR MEDIA ESTANDAR (M)	PRUEBA T
1	365	1	N/A	0,182	2,975	0,785	0,816	0,597
2	365	2	N/A	0,450	1,210	0,317	0,314	5,658
3	365	3	0,011	0,227	1,401	0,387	0,398	1,766
4	365	4	0,078	0,122	0,226	0,059	0,055	3,647
5	365	4	0,028	0,128	0,217	0,060	0,052	4,386
6	556	4	0,019	0,076	0,315	0,085	0,085	0,245
7	365	5	0,047	0,004	0,175	0,050	0,050	7,326
8	365	5	0,063	0,081	0,197	0,054	0,051	0,128
9	365	5	0,129	0,357	0,498	0,129	0,097	13,678
10	365	5	0,048	-0,071	0,226	0,063	0,062	0,708
11	365	5	0,065	-0,078	0,211	0,060	0,056	0,199
12	365	7	0,069	-0,064	0,260	0,079	0,080	0,987
13	365	8	0,078	0,063	0,222	0,065	0,062	1,277
14	365	8	0,079	-0,071	0,200	0,059	0,058	0,719
15	365	9	0,204	-0,023	0,195	0,054	0,056	4,844
16	365	9	0,204	-0,053	0,361	0,101	0,102	1,254
17	365	12	0,074	-0,049	0,166	0,049	0,050	3,015
18	365	16	0,160	-0,042	0,166	0,043	0,049	3,681
19	365	23	0,155	0,012	0,118	0,035	0,035	9,169
20	556	23	0,148	0,009	0,116	0,034	0,034	10,061

Es importante mencionar que la configuración 1 y 2 no tienen RMS del ajuste porque el software solamente realiza este procedimiento a partir de tres puntos de control.

Con respecto a la señalización previa utilizada (Figura 2), las marcas de tamaño 40×40 cm y 30×30 cm, no fueron foto identificadas correctamente en las aerofotografías capturas con el RPAS, por lo que se recomienda materializar estas marcas quince veces el tamaño del GSD. Los diseños de marcas que más fueron identificadas en forma de "L" y "ajedrez" en las combinaciones de amarillo y negro, blanco y negro y azul y rojo.

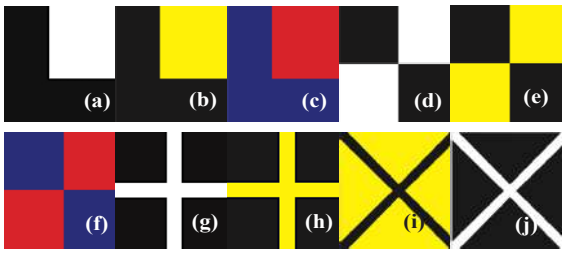


Figura 2. *Diseño de las señales usadas en campo. (a) En "L" en blanco y negro. (b) En "L" en negro y amarillo. (c) En "L" en azul y rojo. (d) En "Ajedrez" en blanco y negro. (e) En "Ajedrez" en negro y amarillo. (f) En "Ajedrez" en azul y rojo. (g) En "Cruz" en blanco y negro. (h) En "Cruz" en negro y amarillo. (i) En "X" en blanco y negro. (j) En "Cruz" en negro y amarillo.*

5. CONCLUSIONES

En el proceso de ortorectificación de imágenes con apoyo de trabajo de campo, se determinó la importancia de la etapa de fotocontrol en el proceso fotogramétrico con RAPS. En este proyecto se diseñó el vuelo con la aeronave remotamente pilotada modelo DJI-Phantom 4, teniendo en cuenta las condiciones propias del terreno a cartografiar, el área y la resolución de la cámara, en donde la distribución y el número de puntos de control terrestre es fundamental para corregir la orientación exterior de la imagen. Como resultado de las diferentes combinaciones de distribución y número de puntos, se puede concluir que al realizar el análisis entre los RMSE del ajuste y el MD de la ortofotografía y el MDT, se encontró que mientras el RMSE del ajuste era mayor, el MD mejoraba. Esto puede suceder debido a que en el ajuste se propagan los errores posicionales de las coordenadas en cuanto al GPS del RPAS, pero a mayor número puntos de control se puede obtener más precisión en la información. Por eso es importante realizar la evaluación estadística para poder tener un criterio de preferencia de los productos fotogramétricos obtenidos de cada configuración. Paralelo a esto, también se puede concluir que el RMSE del ajuste, puede estar relacionado directamente con la captura y post procesamiento de datos GNSS de los puntos y en cuanto el número de puntos de control, el hecho de aumentarlo no significa necesariamente una mejora en el ajuste fotogramétrico.

6. BIBLIOGRAFÍA

Candiago, S., Remondino, F., De Giglio, M., Dubbini, M., Gattelli, M. (2015). Evaluating Multispectral Images and Vegetation Indices for Precision Farming Applications from UAV Images. *Remote Sensing*, 4026-4047.

Claros, Z.R., Guevara, A. A., Pacas, C.N. (2016). *Aplicación de fotogrametría aérea en levantamientos topográficos mediante el uso de vehículos aéreos no tripulados.* San Miguel: Universidad El Salvador.

Coveney, S., Roberts, K. (2017). Lightweight UAV digital elevation models and orthoimagery for environmental applications: data accuracy evaluation and potential for river flood risk modelling. *International Journal of Remote Sensing*.

Cumbe, L., Roncancio, A. (2017). *Análisis de la eficiencia y del comportamiento de los errores en posición presentes en la generación de modelos digitales de elevación con software fotogramétrico libre y comercial, para una zona de la ´ ciudad de Bogotá D.C.* Bogotá D.C.: Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Fallas, J. (2017). *Modelos digitales de elevación: Teoría, métodos de interpolación y aplicaciones.* Costa Rica: Escuela de Ciencias Ambientales. Universidad Nacional de Costa Rica.

Felicísimo, A. (1994). *Modelos Digitales del Terreno. Introducción y Aplicaciones en las Ciencias Ambientales.* Extremadura, España: Universidad de Extremadura.

Lowe, D.G. (2004). *Distinctive Image Features from Scale Invariant Keypoints.* Vancouver, Canada: University of British Columbia.

Micheletti, N., Chandler, J., Lane, S. (2015). Structure from motion (SfM) photogrammetry. *British Society for Geomorpgology.*

Müller, J., Gärtner-Roer, I. (2014). Accuracy assessment of airborne photogrammetrically derived high-resolution digital elevation models in a high mountain environment. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 58–69.

Pérez, J.A. (2001). *Apuntes de Fotogrametría III.* Mérida: Universidad de Extremadura.

Pix4D. (2018). *Manual Pix4D.* Support: Professional photogrammetry and drone-mapping.

Ramirez, C., Deagostini R, D. (1971). *Fotografías aéreas y planeación de vuelos.* Bogotá: CIAF.

Terford, M., Geldart, L., Sheriff, R. (1990). *Applied Geophysics.* New York: Press Syndicate of the University of Cambridge.

Veregin, H. (1998). A taxonomy of error in spatial databases. . *NCGIA, National Center for Geographic Information and Analysis. Technical Paper*, 115.

Zambrana, P. (2011). *Generación Automática De Landmarks Visuales Naturales Tridimensionales para Slam Visual.* Santiago de Chile: Universidad de Chile.

Zapata, O. (2003). *Fundamentos de fotogrametría para imágenes de contacto y digitales.* Medellín: Universidad Nacional de Colombia.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 361-364. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Sentinel 2 como herramienta para visualizar el crecimiento urbano de las ciudades

Torres-Costa, V.[1,4], Hernández, Z.[2,4], Rodríguez-Esteban, J.A.[3,4]
[1] Departamento de Física Aplicada, Universidad Autónoma de Madrid, Cantoblanco 28049, Madrid, España.
[2] Departamento de Química Analítica, Universidad de La Laguna, Santa Cruz de Tenerife, España.
[3] Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, Cantoblanco 28049, Madrid, España.
[4] Grupo de Teledetección UAM, Cantoblanco 28049, Madrid, España. josea.rodriguez@uam.es

Resumen: La observación multiespectral de las ciudades desde el espacio es una herramienta sumamente valiosa para conocer la situación actual de las mismas. Sin embargo, estas mismas imágenes pueden aportar información también sobre la historia pasada de las mismas. En este trabajo se propone el procesado de imágenes Sentinel 2 para visualizar el crecimiento urbano de las ciudades a lo largo del tiempo. En concreto, se ha usado la combinación de bandas 12,11,4 y 12,8,3 para obtener imágenes en falso color que resaltan intensamente los diferentes materiales de techado utilizados en el tiempo. Esta combinación de bandas infrarrojas y roja resultan muy útiles para diferenciar materiales como la teja, el cemento o los materiales sintéticos impermeabilizantes, permitiendo diferenciar a simple vista los distintos barrios que forman la ciudad en función de su época de construcción, dando una visión global de las fases de crecimiento de la ciudad. Este tipo de imágenes resultan muy intuitivas para los estudiantes, convirtiéndose en una valiosa herramienta didáctica y de divulgación.

Palabras clave: multiespectral, urbanismo, historia.

Sentinel 2 as a visualization tool of the historical urban growth of cities

Abstract: *Multispectral observation of cities from space is a key tool for understanding their current state. Moreover, this kind of imagery may provide insight into the past history of cities. This work proposes the process of Sentinel 2 images for visualizing urban growth of cities in time. In particular, RGB composite of bands 12,11,4 and 12,8,3 provide false color images that highlight the different roofing materials used through history. This particular combination of infrared and red bands are very useful for differentiating materials such as red tile, cement or sinthetic impermeabilization materials, allowing to visually different phases of city growth. These images are very intuitive for students and non professionals, becoming a valuable tool for history teaching and divulgation.*

Keywords: *multispetral, urbanism, history.*

1. INTRODUCCIÓN

La creación de imágenes en falso color obtenidas a partir de instrumentos multi e hiperespectrales es posiblemente la herramienta más adecuada para fines educativos y divulgativos de las que ofrecen las técnicas de teledetección. Una selección adecuada de las bandas para formar imágenes permite visualizar de forma inmediata e intuitiva una gran variedad de información, como pueden ser los usos del suelo y su humedad, los niveles de vegetación, etc. Son técnicas cada vez más usada en los ámbitos urbanos (Herold *et al*., 2004), con o sin el apoyo de otros materiales cartográficos (Rey *et al.,* 2004). Todo ello resulta especialmente adecuado para mostrar aspectos de las ciudades a personas no especializadas.

En el caso de imágenes Sentinel 2, la combinación de bandas 12,11,4 (2,19, 1,61 y 0,66 micras) resulta especialmente idónea para el estudio de núcleos urbanos. El uso de la banda 11 (1610 nm) en el canal verde hace que la vegetación natural (por su alta reflectancia en el SWIR hasta las 2 micras) aparezca de un intenso color verde, mientras que el suelo libre de vegetación aparece en tonos ocres y marrones, y los cuerpos de agua en azul oscuro o negro. Ello hace que la combinación 12,11,4 ofrece imágenes intuitivas y de aspecto familiar a un observador no especializado. También se ha empleado la combinación 12,8,3 para resaltar algunos detalles particulares.

Por otro lado, el uso de las dos bandas infrarrojas permite una clasificación de los materiales que aparecen en la escena, entre ellos los usados en las cubiertas de los edificios. En particular, materiales tradicionales de techado como la teja, la madera, los derivados de áridos (cemento, hormigón), las pinturas sintéticas o los impermeabilizantes asfálticos presentan espectros bien diferenciados en los rangos visible e infrarrojo (Figura 1).

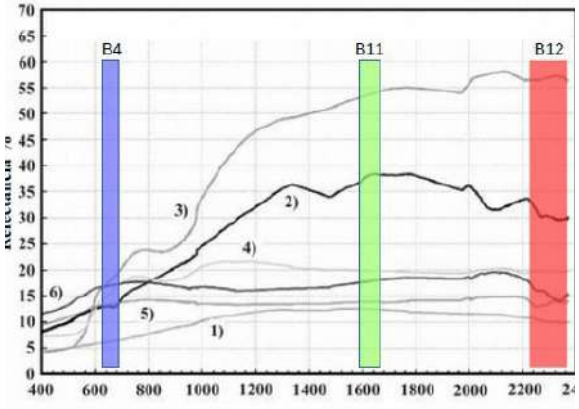


Figura 1*. Firmas espectrales de distintos materiales de cubierta: asfalto (1), conglomerado de madera (2), teja roja (3), grava (4), teja gris (5), conglomerado (6). Adaptado de Herold et al., 2004.*

A su vez, el uso de distintos materiales de techado relacionados con momentos específicos o estructuras edificatorias, permite el uso de las imágenes en falso color para visualizar de forma intuitiva distintas fases de crecimiento urbano, constituyendo una herramienta sumamente útil en docencia y divulgación.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se han utilizado imágenes nivel 1C del MSI de Sentinel 2 de la ciudad de Madrid adquiridas en marzo de 2019. La imagen se procesó en SNAP para remuestrear las bandas a una resolución de 10 m/píxel y generar una imagen RGB con las bandas B12, B11 y B4, respectivamente. Para obtener la imagen final se aumentó la saturación total para realzar las diferencias de color.

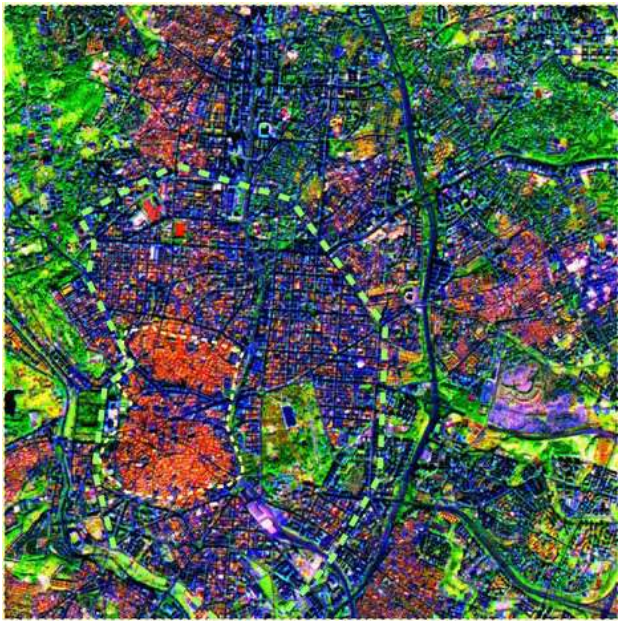


Figura 2. *Imagen Sentinel 2 en falso color 12,11,4 de la ciudad de Madrid.*

3. DISCUSIÓN

La Figura 2 muestra una imagen Sentinel 2 en falso color 12, 11, 4 de la ciudad de Madrid. Se observa claramente la diferencia de color correspondiente a las distintas fases de crecimiento de la ciudad.

El área delimitada por la línea amarilla en la figura corresponde al casco antiguo de la ciudad, y aparece en tonos rojos debido a la predominancia de cubiertas de teja, que presentan una alta reflectancia en 2,1 micras (canal R), algo menor en 1,6 (canal G) y muy baja en la banda roja (canal B). (Figura 1, curva 3) Esta zona (primer anillo de la Figura 2), se corresponde con el Madrid iniciado por Felipe II, cuyas defensas amuralladas constriñeron su edificación hasta 1868, fecha en que se terminó de derribar el último tramo de la cerca ampliada por Felipe IV en 1625.

Pero una mirada más atenta a este Madrid central nos muestra las operaciones urbanísticas que fueron intercalando en su entramado edificios del siglo XX y modificando su callejero.

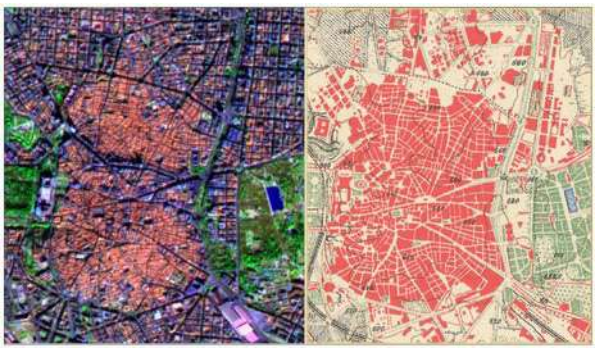


Figura 3*. La imagen de la derecha se corresponde al primer Mapa topográfico Nacional editado en 1875, mostrando la zona central y las primeras edificaciones del Ensanche.*

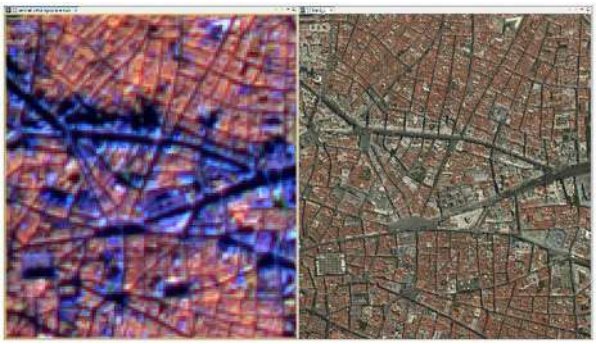


Figura 4. *Detalle de las intervenciones del siglo XX en la zona central de Madrid. A la izquierda Sentinel 2 y a la derecha Fotografía Aérea PNOA de 2012.*

Si comparamos la imagen actual del Sentinel 2 con la del mapa de 1875 y con una fotografía área actual (Figura 3 y Figura 4 respectivamente) podemos observar con claridad la gran intervención urbana que dio lugar a la apertura de la Gran Vía, y que implicó el derribo de los edificios que sobre los que discurriría, para comunicar los barrios de Arguelles con Salamanca y descongestionar Sol (1910-1932). Se ven también las intervenciones posteriores del primer tramo de Alcalá y en la Carrera de San Jerónimo, incluido el Congreso de los Diputados: todos estos edificios aparecen en tonalidades azuladas con sus cubiertas modernas en las que ha desparecido la teja.

En 1860 se aprueba Plan Castro, conocido como el Ensanche de Madrid (delimitando *grosso modo* por el segundo anillo de la figura 2). El Ensanche supuso el mayor crecimiento en la historia de la ciudad, y sus barrios se reconocen visualmente por su ordenación planificada en cuadrícula. En la imagen en falso color aparece con tonos azulados correspondientes a materiales de techado más populares, como los conglomerados y los basados en áridos. El mapa de 1861 de la figura 5, muestra claramente esta diferenciación espacial en la construcción, claramente diferenciada en la imagen de satélite con el uso del falso color, por también nos orienta sobre otro aspecto interesante a observar: la forma del callejero y de las principales vías de comunican, claramente distinguible en los Sentinel 2 especialmente si se utilizan una combinación color basada en sus bandas de 10 m (2,3,4,8).

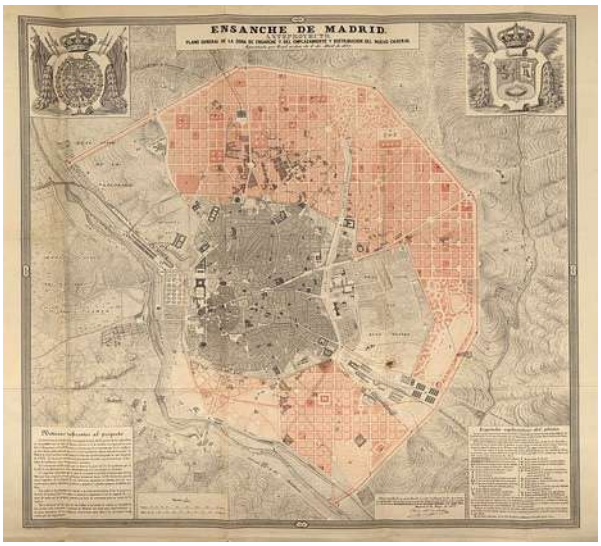


***Figura 5**. Anteproyecto del Ensanche, 1861.*

Si cubiertas y estructura del viario nos muestran con claridad fases distintas del crecimiento urbano, también nos permiten apreciar otras grandes características directoras del desarrollo de la ciudad. El dibujo de la figura 6, de Fernando Terán (2006, p. 24) muestra, al compararla con la imagen del satélite Sentinel 2 en falso color, dos cosas interesantes para entender la ciudad, observando colores y entramado. 1) Que el Madrid central se asienta en una zona recogida y a la vez protegida por los accidentes del territorio, y que lo mismo hará el ensanche iniciado en la segunda mitad del s. XIX que rodea por el norte y por el este, con su característico callejero de ángulos rectos con manzanas cuadradas y calles perpendiculares norte-sur / este-oeste. 2) Y que los principales cursos fluviales que atraviesan, grosso modo, de norte a sur la ciudad proveniente de la Sierra de Guadarrama, han conformado sus principales arterias de circulación: el arroyo de la Castellana en el centro, conformará el gran Paseo de la Castellana, el arroyo del Abroñigal, al este, dando lugar al cinturón de circunvalación de la M-30, que comienza a adecuarse a finales de los años sesenta, soterrándose en la década siguiente, y el Manzanares, que conformará la parte oriental de la M-30 soterrada para conformar el Parque Lineal del Manzanares.

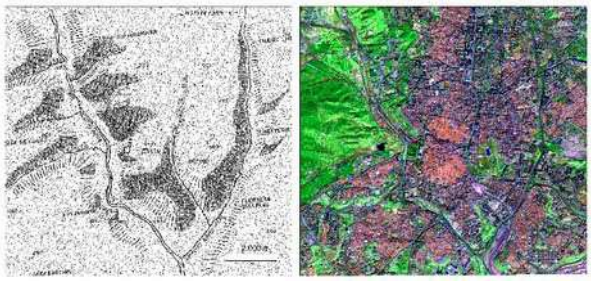


***Figura 6.** Esquema de la estructura fluvial de Madrid (Terán, 2006, 24) e imagen Sentinal 2.*

Pero las cubiertas de ladrillo se mantienen en las construcciones de las denominadas "colonias" (López de Lucio, 2003), en las casas de autoconstrucción de zonas como las de Tetuán de las Victorias (López-Díaz, 2002), entre Cuatro Caminos y Plaza de Castilla (Figura 7), y en los núcleos rurales absorbidos por Madrid, como Pueblo Nuevo, al norte del cementerio de la Almudena.

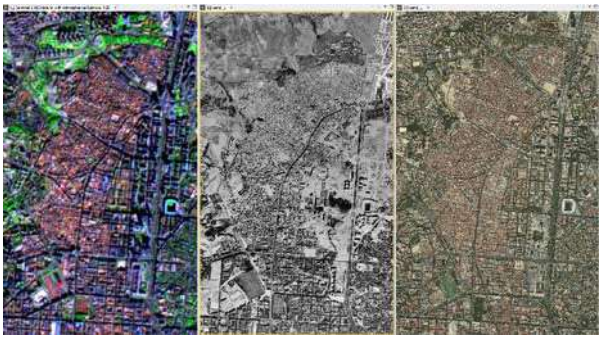


***Figura 7**. Las tres imágenes (Sentinel 2, Vuelo Americano Serie B de 1957 y Fotografía Aérea PNOA de 2012.*

En los barrios modernos (segunda mitad del s. XX), al este de las imágenes mostradas en la figura 7, dominan fuertes tonos azules que pueden relacionarse con el uso de materiales asfálticos de impermeabilización, especialmente en los polígonos industriales.

4. CONCLUSIONES

La creación de imágenes en falso color de las bandas 12,11,4 de Sentinel 2 permiten detectar el uso de distintos materiales en las cubiertas de las construcciones, lo que puede dar información sobre la época en que éstos fueron construidos. Esto ofrece una visión intuitiva sobre las distintas épocas, fases y velocidad de crecimiento de las ciudades.

El procesado de imágenes Sentinel 2 resulta una valiosa herramienta para la elaboración de material didáctico y de divulgación para observar cambios en las ciudades y entender mejor su desarrollo urbanístico de una forma visual e intuitiva, idónea para estudiantes y público no especializado.

5. BIBLIOGRAFÍA

Herold, M., Roberts, S., Hostert, P., Roberts, P. E. 2004. Spectrometry for urban area remote sensign-Development and analysis of a spectral library from 350 to 2400 nm. *Remote Sensing of Environment*, *91*, 304-319.

López de Lucio, R. 2003. Madrid, 1900-2010: Guía de Urbanismo y Diseño Urbano. Ayuntamiento de Madrid

López-Díaz, J. 2002. La vivienda social en Madrid, 1939-1959", *UNED. Espacio, Tiempo y Forma* 323 Serie VII, H.ª del Arte, t. 15. http://revistas.uned.es/index.php/ETFVII/article/view/2401

Rey, A. del, Pérez, P., Estornell, J., Ruiz, L.A. 2004, Análisis metodológico para la detección de cambios urbanos en la ciudad de Valencia, *Revista de teledetección: Revista de la Asociación Española de Teledetección, Nº. 22*, 2004, págs.55-66.

Terán, F. de 2006. *En torno a Madrid: génesis espacial de una región urbana*. Lunwerg. http://oa.upm.es/45720/

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 365-368. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Análisis espacio-temporal de la degradación de suelos afectados por salinidad en el sistema lacustre del Valle de Texcoco (México)

Oliver-Burwitz, L. [(1)], Rodríguez-Esteban, J.A. [(1,2)], Torres-Costa, V. [(1,3)], Hernández, Z. [(1,4)]
[(1)] Grupo de Teledetección UAM, Universidad Autónoma de Madrid, España.
[(2)] Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, España.
[(3)] Departamento de Física Aplicada, Universidad Autónoma de Madrid, España.
[(4)] Facultad de Ciencias, Universidad de La Laguna, Tenerife, España. zhernanh@ull.edu.es

Resumen: El Valle de Texcoco, uno de los cinco lagos que conformaban el gran lago de Tenochticlan en el periodo colonial de la ciudad de México (año 1520), es hoy en día una de las regiones del planeta con mayor superficie de suelos afectados por salinidad extrema (>10 000 ha). La salinidad de los suelos es un grave problema en regiones áridas o semiáridas, ya que afecta a la productividad agrícola y la calidad de las aguas, con graves consecuencias socioeconómicas, como la desertificación y migración a las ciudades. Además, las sales se disuelven con facilidad en el suelo, por lo que se requieren herramientas de monitorización precisas que permitan evaluar la alta variabilidad espacio-temporal de los suelos afectados por sales. Este trabajo tiene como objetivo evaluar el estado de los suelos afectados por salinidad en el valle de Texcoco, así como los cambios de uso de suelo acontecidos en los últimos 30 años. Para ello se emplearán técnicas de GIS, imágenes de satélite Landsat desde la década de los 80 hasta la actualidad (1985-2015), y radiómetros de campo para identificar las firmas espectrales de los suelos en condiciones de laboratorio. Una vez procesadas las imágenes de satélite Landsat (corrección radiométrica y atmosférica, y aplicación de filtros), se identificaron diferentes cubiertas o usos de suelo: agua, vegetación semi-natural, tierras de cultivo, suelos sin vegetación y suelos salinos. Se calcularon diferentes índices radiométricos para distinguir la vegetación de las tierras de cultivo y de los suelos salinos. El sistema de clasificación no supervisada mostró cambios de uso de la tierra en el 80% de la superficie en 30 años. Disminuye el agua potable y las tierras agrícolas e incrementan en más de un 20% los suelos degradados por sales o de uso urbano. Se trata de una región con riesgo extremo por pérdida y degradación de las tierras de cultivo por efecto de la salinidad.

Palabras clave: Landsat, radiómetro, sales, degradación de suelos.

Spatio-temporal analysis of the degradation of salts-affected soils in the lacustre system of Texcoco Valley (Mexico)

Abstract: *The Valley of Texcoco, one of the five lakes that formed the great lake of Tenochticlan in the colonial period of Mexico City (year 1520), is today one of the regions with the largest surface area of soils affected by extreme salinity (>10 000 ha). The salinity of soil is a serious problem in arid or semi-arid regions. It affects to agricultural productivity and water quality, with serious socioeconomic consequences, such as desertification and migration of the rural populations to the cities. So, salts dissolve easily in the soil, so precise monitoring tools are necessary to evaluate the high spatio-temporal variability by salts-affected soils. The aim is to evaluate the state of salts-affected soils in the Texcoco Valley, as well as the land use changes in the last 30 years. GIS, Landsat satellite images from the 1980s to the present (1985-2015), and field radiometers will be used to identify the spectral signatures of salts-affected soils under laboratory conditions. Once processed the multispectral images (radiometric and atmospheric correction, and filters application), different land uses were identified: water, semi-natural vegetation, agricultural lands, soil without vegetation and saline soils. Different radiometric indices were used to differentiate vegetation from agricultural and saline soils. The unsupervised classification system showed changes at 80% of the surface in land use in 30 years. Clear water and agricultural land decreased and increased at 20% the soils degraded by salts or urban use. It is a region with extreme risk due to the salts-affected soils.*

Keywords: *Landsat, radiometer, salts-affected soils, desertification.*

1. INTRODUCCIÓN

1.1. El antiguo lago deTexcoco

Desde la época colonial (año 1520), algunos historiadores han reportado que el lago de Texcoco, que formaba parte del gran complejo de lagos y lagunas de Tenochticlan, tenía “aguas salobres” (Thomas, 1994). La lejanía al mar parece no sostener la hipótesis de un posible origen marino. Al localizarse Texcoco en el eje neovolcánico, lo más plausible es que se trate de sales de origen volcánico, cuya deposición se verían favorecidas por el mal drenaje de la cuenca endorreica.

Otra posible hipótesis para explicar la salinidad en regiones volcánicas es que se tratase de un “dono salino” que, por efecto de la erosión y drenaje, se desplomase formando un valle, pero no existen elementos en el paisaje que corroboren esta hipótesis. Tras numerosas inundaciones acontecidas en el periodo de los vicerreinatos, durante los siglos XVI–XVIII, el lago Texcoco ha sido objeto de diversos cambios en el territorio, siendo el más dramático la canalización de las aguas y la desecación del mismo. Quinientos años después del periodo colonial, el valle de Texcoco se encuentra entre las regiones del planeta con un

nivel extremo de sales (JRC, 2019), donde la mayoría de los suelos están afectados por salinidad (>10 000 ha). En la actualidad, está prevista la construcción del nuevo aeropuerto de la Ciudad de México sobre el antiguo lago de Texcoco.

1.2. La degradación de los suelos por salinidad

La salinidad de los suelos es un grave problema agronómico y ambiental, especialmente en regiones áridas o semiáridas. Afecta a la productividad agrícola y la calidad de las aguas, resultando en pérdidas de la superficie agraria útil y en la degradación de los suelos. La presencia de materiales geológicos salinos es la causa natural más común. Sin embrago, el problema se agudiza aún más en regiones donde se riega con aguas de mala calidad y se emplean fertilizantes, como ocurre en el Valle de Texcoco. Las sales se disuelven fácilmente en el suelo, por lo que la salinidad tiene una alta variabilidad espacio-temporal. Es importante monitorizar los cambios para predecir desastres naturales como la desertificación y mitigar las drásticas consecuencias socioeconómicas como las migraciones de las áreas rurales a la ciudad de México.

1.3. El estudio de suelos por teledetección

Las técnicas de teledetección se han utilizado ampliamente para evaluar la salinidad del suelo. Tienen la ventaja de que la detección es rápida y no destructiva, la amplia cobertura espacial y la posibilidad de realizar seguimientos a largo plazo, de forma relativamente económica. La detección y cuantificación adecuadas de la salinidad del suelo se pueden lograr utilizando índices digitales, derivados de diferentes bandas espectrales de imágenes satelitales y relacionándolos con mediciones de la conductividad eléctrica del suelo (Gorjia et al., 2017). También se podrían diferenciar las áreas afectadas por sales en función de la abundancia de plantas halófitas. En general, la actividad fotosintética se ve afectada por las sales, lo que se traduce en una mayor reflectancia en el visible (VIS) frente a una limitada reflectancia en el infrarrojo cercano (NIR) (Fernández-Buces et al., 2006)

Sin embargo, existen pocos trabajos donde se haya abordado el análisis de los suelos desprovistos de vegetación (Schmid et al., 2005). Por dos razones. En primer lugar, porque los suelos suelen están cubiertos por vegetación, por lo que se ha prestado más atención a la cubierta vegetal. Y, en segundo lugar, porque los suelos presentan señales de reflexión diagnósticas en el infrarrojo medio (SWIR), esto es, entre 1-2,5 µm. En esta región espectral, los satélites presentan pocas bandas de diagnóstico, lo que ha limitado este tipo de estudio por satélite. Sin embargo, el uso de radiómetros de campo donde se obtienen imágenes hiperespectrales, permite realizar estudios más profundos donde podemos diferenciar los suelos por su composición mineral.

El objetivo de este trabajo es realizar un análisis espacio-temporal de los cambios que han afectado los suelos en el antiguo lago de Texcoco, México. Así como evaluar los cambios de usos de suelo que han tenido lugar en 30 años en la periferia norte de la Ciudad de México. Para ello se emplearán técnicas de teledetección: imágenes de satélite y radiómetros de campo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El estudio se lleva a cabo en la región lacustre de Texcoco, México, localizada a escasos kilómetros de la zona metropolitana de México (19°20’ LN e 99°00’ W). El valle de México presenta un clima tropical pluvioestacional húmedo, con una temperatura media de 16°C y una precipitación media anual de 721 mm (clasificado como Cwb por el sistema Köppen-Geiger). Las lluvias se concentran en los meses estivales. Esta región lacustre ocupaba uno de los cinco lagos del antiguo Valle de México, con una superficie total de 3000 km² y una altitud media de 2337 m, siendo el lago de Texcoco el de menor cota altitudinal y el único que tenía aguas salobres. Su origen volcánico, junto con la formación posterior de la cuenca endorreica a finales del Cuaternario, le confieren materiales litológicos poco estables y altamente degradables, con un alto contenido de plagioclasa (un feldespato calcosódico) proveniente de rocas como la dacita y la andesita. Entre los diferentes tipos de suelos descritos para la región lacustre se encuentran los Entisoles, Vertisoles, Calcisoles y Solonchaks (WRB, 2014), para los cuales existe una etimología local: suelos cacahuetados, suelos de barro, suelos blancos y suelos salobres, respectivamente. Estos últimos son suelos salinos no aptos para la agricultura (Figura 1).

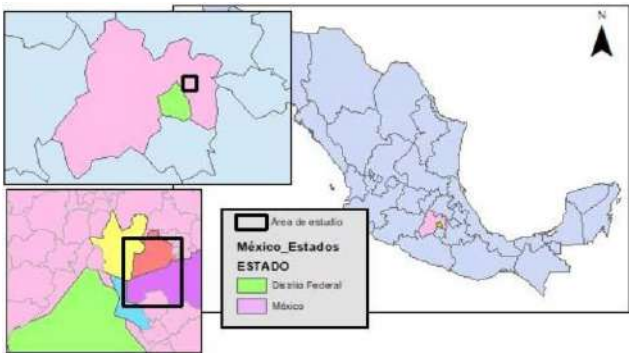


Figura 1: *Localización geográfica del área de estudio en la región lacustre de Texcoco, México.*

2.2. Análisis de imágenes de satélite

Para analizar los cambios de uso de suelo en los últimos 30 años, se emplean imágenes Landsat de dos periodos de tiempo: 1985 y 2015. Se obtienen en el servidor de la NASA: https://glovis.usgs.gov/. Se utiliza una imagen Landsat 5 con un sensor MSS para los años 80 (1985) y una Landsat 8 con los sensores OLI y TIRS para el periodo reciente (2015). La imagen de Landsat 5 tiene 5 bandas distribuidas en el VNIR-SWIR, mientras que la Landsat 8 presenta 11 bandas, incluidas 2 bandas en el infrarrojo térmico. Presentan una resolución espacial de 30×30m. Las imágenes son pre-procesadas: corrección geográfica, atmosférica y aplicación de filtros, usando el software ENVI 5.0. (Figura 2).

Una vez delimitada el área de estudio, se obtienen los valores de reflectancia y las firmas espectrales de las diferentes cubiertas terrestres. Por otro lado, se calculan diferentes índices (como el NDVI) para distinguir las

tierras de cultivo de los suelos no productivos. Por último se realiza una agrupación no supervisada y una clasificación supervisada (K-medias) para comparar los cambios de uso de suelo en los dos periodos (1985 y 2015) y la superficie ocupada por cada uso.

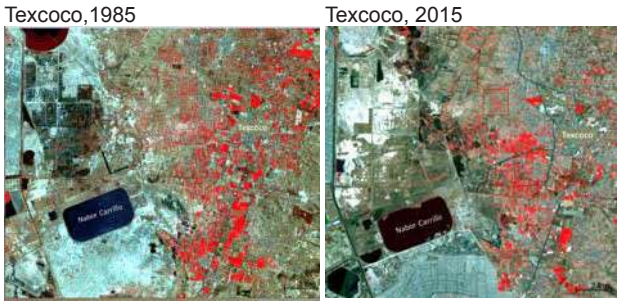


Figura 2. *Imágenes satelitales de Landsat 5 (1985) y Landsat 8 (2015) en falso color (RGB 4/3/2) en el sistema lacustre del valle de Texcoco, México.*

2.3. Uso de firmas espectrales

En este trabajo se emplea un espectro-radiómetro FieldSpec, en condiciones de laboratorio, en un rango continuo de 0,45-2,50 µm, para obtener firmas hiperespectrales de los materiales. Al no disponer de muestras de suelo del Valle de Texcoco se emplean materiales geológicos y/o tipos de suelos "blancos", como la calcita, yeso y halita, del Laboratorio de Geología de la UAM.

3. RESULTADOS

3.1. Interpretación de imágenes de satélite

Los resultados de las imágenes de satélite para los dos periodos (1985-2015) permitieron identificar diferentes usos de suelo en la depresión lacustre de Texcoco en función de la reflectividad en el rango VNIR-SWIR. Se distinguen hasta 5 cubiertas (Figura 3), agrupadas en: 1) cuerpos de agua (lagunas, embalses, zonas encharcadas o afloramientos de las aguas freáticas) con baja señal en todo el VNIR-SWIR 2) vegetación seminatural (matorrales halófitos) con alto VIS, bajo NIR Y SWIR, 3) tierras de cultivo con alto NIR y bajo SWIR, 4) suelos desprovistos de vegetación, con bajo NIR y SWIR, denotando la presencia de suelos más oscuros (posiblemente debido a las condiciones reductoras). Aparecen también otros suelos desprovistos de vegetación, con mayor VIS y SWIR. En la imagen de Landsat 8, podemos diferenciar claramente la existencia de 5) suelos blancos, desprovistos de vegetación (bajo NIR), con alto VIS y SWIR, que podrían corresponder con Calcisoles o Solonchacks.

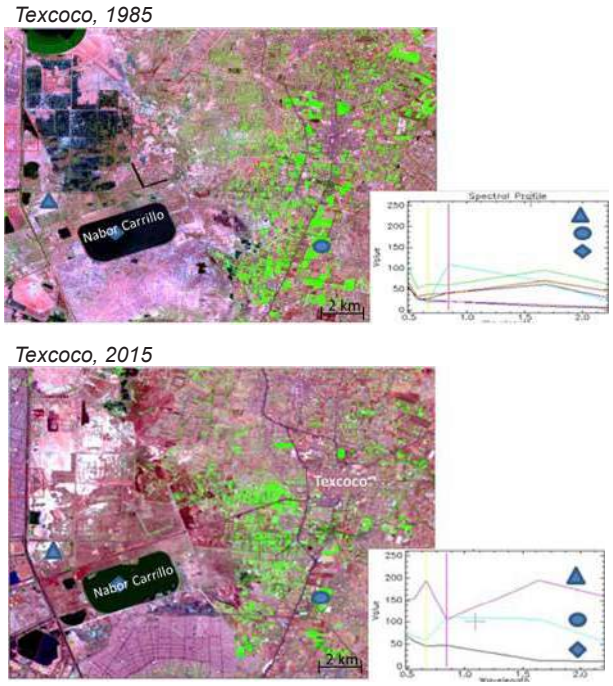


Figura 3. *Imágenes Landsat 5 y 8 del Valle de Texcoco, México, en RGB 7/4/3. Leyenda: 1) Agua (◆), 2) vegetación (●), y 3) suelos salinos (▲).*

3.2. Firmas espectrales de los suelos

La salinidad en el valle de Texcoco puede deberse a la presencia de sales o cloruros, sulfuros o carbonatos. La diferencia entre estos materiales depende de su solubilidad. A continuación, se presentan las firmas espectrales de estos materiales, obtenidas usando el radiómetro en el rango VNIR-SWIR en condiciones de laboratorio (Figura 4). Cuando comparamos estas firmas espectrales con las señales multiespectrales del satélite (Figura 3), tenemos que los suelos salinos presentan una alta señal en el R (0,65 µm), baja en el NIR (0,85 µm) y alta en el SWIR (mayor a 1,6 que a 2,2 µm), por lo que no se puede descartar que se trate de cloruros (alto VIS).

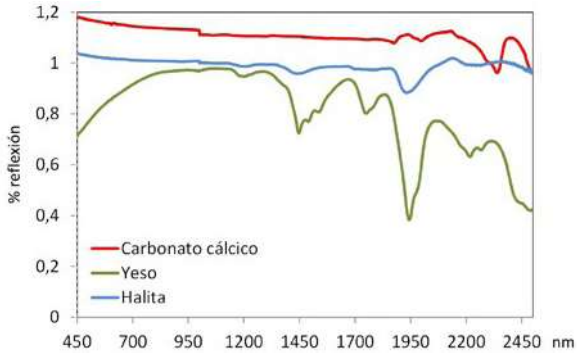


Figura 4. *Firmas espectrales en el VNIR-SWIR de sales, sulfuros y cloruros, obtenidas con el radiómetro FieldSpec en condiciones de laboratorio.*

3.3. Métodos de clasificación de imágenes

Los resultados de la clasificación de los píxeles usando un método supervisado (dispersogramas y firmas espectrales) permiten analizar los cambios de uso del suelo en superficie en 30 años, entre 1985-2015 (Tabla 1), obteniéndose una reducción del 10% de la superficie de agua y de las tierras cultivadas y un aumento de más del 25% de suelos no aptos para el cultivo, con un incremento del 10% de suelos blancos o degradados por salinidad.

Tabla 1. *Porcentaje de superficie ocupada por clase de uso de suelo en los dos periodos de tiempo.*

Año/Uso suelo	1985	2015
Agua, embalses, tierras inundables	14,2	4,1
Suelos afectados por sales	10,7	16,9
Tierras cultivadas	29,4	20,5
Tierras no aptas para cultivo o urbanas	39,5	64,7

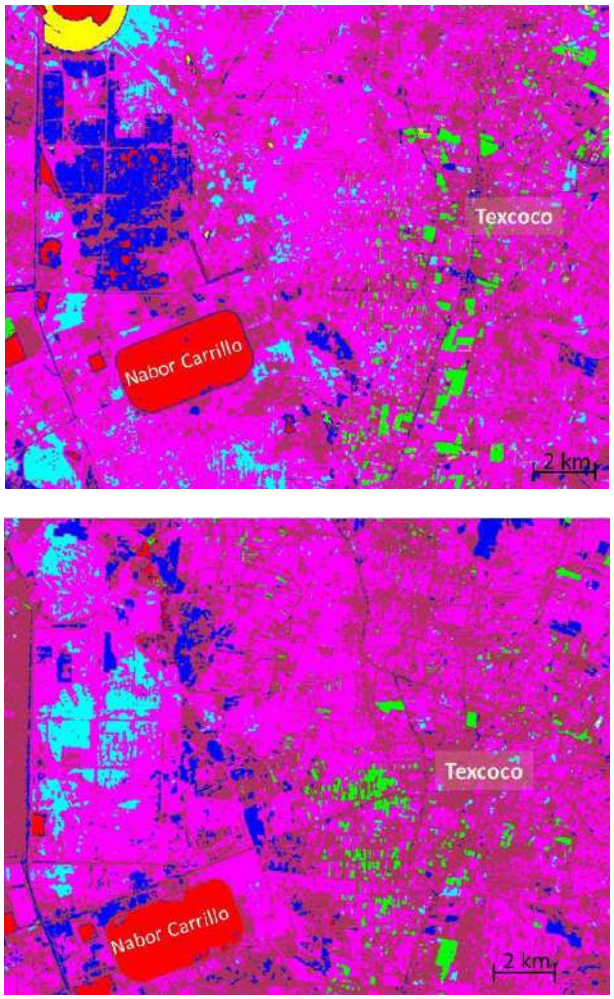


Figura 5: *Clasificación supervisada de los diferentes usos del suelo en 1985 (arriba) y 2015 (abajo) del Valle de Texcoco, México: 1) cuerpos de agua (embalses) o suelos anegados ( ), 2)vegetación o tierras de cultivo,posiblemente vertisoles ( ), 4) suelos desprovistos de vegetación, posiblemente entisoles ( ) o suelos urbanos ( ) y 5) suelos salinizados ( ).*

4. DISCUSIÓN

Una vez desecado el lago de Texcoco, tras la época colonial, comienza el periodo de formación de suelos sobre los sedimentos del antiguo lago. También llamado edafogénesis. Este proceso ha tenido lugar en apenas los últimos 500 años, quizás favorecido por el origen volcánico de los materiales.

Al desecarse todos los lagos y además ampliarse la zona urbana, se ha agudizado condición endorreica del Valle de México. Al no existir salidas de agua a otros valles ni mezclas con aguas más dulces, las sales se acumulan (se evaporan y depositan constantemente), favoreciéndose procesos de degradación de suelos por salinidad.

La degradación de los suelos por salinidad extrema es una evidencia en el Valle de Texcoco. Según muestran las imágenes de satélite, estos cambios se han agudizado en menos de 30 años (Oliver-Burwitz, 2018). Se trata de un caso donde los cambios de uso de la tierra, en este caso, la desecación del lago, han sido rápidos y drásticos. Las posibles soluciones que existen para la recuperación de los suelos afectados por sales son muy poco efectivas. La mayoría de los intentos que se han hecho, consistentes en lavar el suelo con aguas menos salinas, manteniendo la capa freática, no han funcionado, por la lentitud y el coste del mismo.

5. BIBLIOGRAFÍA

WRB, 2014. World Reference Base of Soil Reference, IUSS Working Group. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

Fernández-Buces, N., Siebe, C., Cram, S., Palacio, J.L., 2006. Mapping soil salinity using a combined spectral response index for bare soil and vegetation: a case study in the former lake Texcoco, Mexico. Journal of Arid Environmental, 65 (4), 644–667.

Gorjia, T., Sertelb, E., Tanikaa, A. 2017. Monitoring soil salinity via remote sensing technology under datascarce conditions: A case study from Turkey. Ecological Indicators, 74, 384–391.

JRC, 2019. Global map of soil salinization. World atlas of desertification. Joint Research Centre. UE. (https://wad.jrc.ec.europa.eu/soilsalinization)

Oliver-Burwitz, L. 2018. Análisis de la salinidad y factores asociados en el antiguo sistema lacustre de Texcoco. Un estudio de teledetección de la distribución de cubiertas salinas y su caracterización. Tesis de grado. Universidad Autónoma de Madrid, España, 30 pp.

Schmid,T., Koch, M., Gumuzzio J., Medel, I. 2005. Field and imaging spectroscopy to determine soil degradation stages in semi-arid terrestrial ecosystems. En: Proceedings of 4th EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy, pp. 143-151. Ed. by B. Zagajewski, M. Sobczak, M. Wrzesień, Warsaw University, Warsaw.

Thomas, H. 1994. La Conquista de México. Booket Ed., 1136 pp.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 369-372. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Cartografía de la vegetación del Malpaís de Güímar: un estudio preliminar

Marchetti, F., Brito, Y., Alonso, A., Piso, G., Arbelo, M.
Departamento de Física, Facultad de Ciencias, Universidad de La Laguna, 38206 San Cristóbal de La Laguna, España.
fmarchet@ull.es

Resumen: La Reserva Natural Especial del Malpaís de Güímar es un enclave volcánico reciente, colonizado por formaciones vegetales típicas del piso basal del sur de Tenerife, entre las que destacan, por su predominio, el Tabaibal-Cardonal. El aprovechamiento apícola que actualmente se realiza en esta zona hace necesario una cartografía fiable de la flora que la conforma. En este trabajo se analiza el potencial de imágenes hiperespectrales de 10 cm de resolución espacial, capturadas desde un sistema no tripulado en el mes de junio de 2018, para la realización de un mapa temático preliminar de las especies de interés (Aulaga, Balo, Cardón, Salado y Tabaiba Amarga). El estudio se centró en un área reducida de 6 ha, con objeto de valorar la viabilidad de la metodología para posteriormente aplicarla al conjunto del espacio protegido. Se compararon los resultados de aplicación de un algoritmo tradicional con dos conjuntos de bandas espectrales obtenidas a partir de las 150 originales entre 400 y 1000 nm. El primero, resultado de un estudio de separabilidad espectral (8 bandas) y el segundo a partir del análisis de componentes principales (4 componentes) reteniendo más del 99% de varianza. La especie mejor clasificada fue el Cardón con un error de omisión de 17,70% y de comisión de 12,26% cuando se consideraron las 8 bandas. Con respecto a las restantes formaciones vegetales, su similitud espectral en el momento de la captura de la imagen y la gran variabilidad en una imagen de tan alta resolución espacial, produjeron errores superiores al 20% en todos los casos. Se continúa con la aplicación de otras técnicas de selección de datos y clasificación para mejorar los resultados.

Palabras clave: Güimar, cartografía, hiperespectral, vegetación basal.

Mapping of vegetation of the Malpaís de Güímar: a preliminary study

Abstract: *The Special Natural Reserve of Malpaís de Güímar is a recent volcanic enclave, colonized by typical vegetation formations of the basal floor of the south of Tenerife, among which the Tabaibal-Cardonal stands out for its predominance. The beekeeping that is currently carried out in this area requires a reliable mapping of the flora that conforms it. This work analyses the potential of hyperspectral images of 10 cm spatial resolution, captured from an unmanned aerial vehicle in June 2018, to make a preliminary thematic map of the species of interest (Aulaga, Balo, Cardón, Salado and Tabaiba Amarga). The study focuses on a reduced area of 6 ha, in order to assess the feasibility of the methodology and then apply it to the whole of the protected area. The results of applying a traditional algorithm to two sets of spectral bands obtained from the original 150 between 400 and 1000 nm were compared. The first, result of a study of spectral separability (8 bands) and the second from the Principal Components Analysis (4 components) retaining more than 99% variance. The best classified species was the Cardón with an omission error of 17.70% and a commission error of 12.26% when considering the 8 bands. With respect to the remaining vegetation formations, their spectral similarity, at the time of image capture, and the great variability in an image of such high spatial resolution, produced errors greater than 20% in all cases. Other data selection and classification techniques continue to be applied to improve the results.*

Keywords: *Güímar, mapping, hyperspectral, basal vegetation.*

1. INTRODUCCIÓN

La teledetección ha sido utilizada con éxito durante años para el cartografiado de especies vegetales a nivel global y regional. Sin embargo, su uso a nivel local, en un territorio tan fragmentado y diverso como el Archipiélago Canario, requiere de imágenes con información espacial y espectral más detallada, como la que puede obtenerse a partir de sensores a bordo de plataformas aéreas no tripuladas (Aasen et al., 2018).

La Reserva Natural Especial del Malpaís de Güímar, situada en Tenerife (Islas Canarias), es un espacio de origen volcánico que destaca por la presencia de numerosas especies vegetales de interés apícola. Estudios recientes han permitido identificar diferentes tipos de mieles en función del lugar de colocación de los panales (Díaz-Luis y López-Darias, 2017). En esta línea, el Cabildo de Tenerife ha considerado necesario disponer de un mapa temático de la vegetación de este malpaís, tarea compleja debido a la extensión y orografía del terreno, y a la distribución heterogénea de las formaciones vegetales presentes.

El objetivo que se plantea en este trabajo consiste en analizar el potencial de datos hiperespectrales de 10 cm de resolución espacial para obtener una cartografía preliminar de las distintas especies del área de estudio seleccionada.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La zona objeto de estudio es la Reserva Natural Especial del Malpaís de Güímar. Está situada al sureste de la Isla de Tenerife (28°18’43,2’’N, 16° 22’15,6’’W) y cubre un área aproximada de 400 hectáreas (Figura 1). Desde un punto de vista geológico, se trata de un conjunto volcánico de menos

de 10 000 años de antigüedad formado por un gran cono de cínder y el campo de lava circundante (Plan Director de la Reserva Natural Especial del Malpaís de Güímar, 2004). Este espacio se encuentra surcado por senderos, muros de piedra y un suelo muy árido cubierto parcialmente por diferentes especies vegetales de interés apícola, cuyo aspecto puede variar mucho en base a su fenología a lo largo del año. Esta vegetación se caracteriza por estar distribuida formando comunidades vegetales (Figura 2).



Figura 1. *Ubicación del área de estudio. Malpaís de Güímar señalado en rojo al este de Tenerife.*



Figura 2. *Cardones y tabaibas agrupados sobre el suelo volcánico del Malpais de Güimar.*

2.2. Imágenes y pre-procesamiento

Las imágenes hiperespectrales se obtuvieron el día 19 de junio de 2018 con un sistema de empuje calibrado en radiancias Resonon Pika L (Kanning et al., 2018). Fue instalado a bordo de un vehículo no tripulado que voló a una altura aproximada de 120 m. Cada imagen orto-rectificada contiene 150 bandas espectrales, desde 400 a 1000 nm, con una resolución espacial de 10 cm por píxel, lo que supone un espacio en disco de aproximadamente 1,8 Gb. El mosaico final que cubre todo el Malpais de Güímar supera los 100 Gb, limitando su adecuado procesamiento con los sistemas de computación convencionales. Es por ello que el estudio se centró en uno solo de esos cubos hiperespectrales, que cubría un área aproximada de 6 ha y centrado en (28°19'31,53''N,16°22'12,50''W).

En un análisis radiométrico previo se observó que todas las bandas a partir de 900 nm presentaban mucho ruido, por lo que fueron descartadas para cualquier proceso posterior.

Se analizó la redundancia espectral de las bandas originales con objeto de reducir su número mediante dos procedimientos. En el primero se aplicó un análisis de componentes principales PCA (Jolliffe, 2002) que permitió seleccionar las 4 primeras componentes que retenían un 99,14% de la varianza original. Y en el segundo, se realizó un estudio de separabilidad espectral (SE) con los métodos *Jeffries-Matusita* y *Transformed Divergence* (Richards y Jia, 2006) a partir de las firmas espectrales promedio (Figura 3) extraídas de los píxeles que definen las seis clases temáticas descritas en la siguiente sección y mostradas en la Tabla 1. Las bandas originales que mayor separabilidad mostraron fueron: 24 (492,4 nm), 34 (533,6 nm), 44 (575,2 nm), 54 (617,1 nm), 69 (680,5nm),74 (701,8 n), 82 (736,1 nm) y 103 (827 nm). Se observa como estas bandas se corresponden aproximadamente con los rangos espectrales donde mejor se diferencia la vegetación: azul, verde, rojo, borde-del-rojo e infrarrojo cercano.

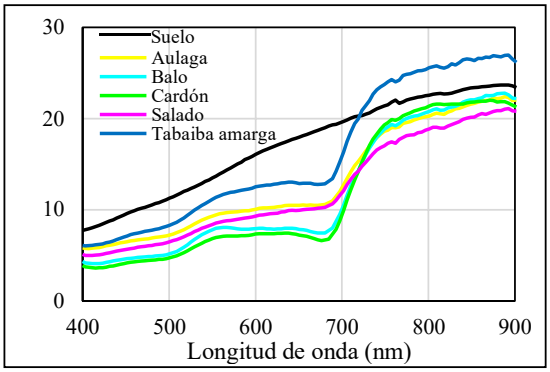


Figura 3*. Firmas espectrales promedio de cada clase temática extraídas de las parcelas de entrenamiento.*

2.3. Trabajo de campo

Se realizó un exhaustivo trabajo de campo para identificar las siguientes especies vegetales: Aulaga (*Launaea arborescens*), Balo (*Plocama pendula*), Cardón (*Euphorbia canariensis*), Salado (*Schizogyne sericea*) y Tabaiba Amarga (*Euphorbia lamarckii*). Numerosos ejemplares fueron georeferenciados mediante un GPS GeoExplorer con resolución submétrica. En la Tabla 1 se presenta el número total de parcelas emparejados con las medidas de campo que fueron separadas aleatoriamente en los correspondientes conjuntos de entrenamiento y validación para cada clase de especie vegetal y el suelo.

Tabla 1. *Número de parcelas de entrenamiento y validación por cada clase temática.*

Clase	Parcelas Entrenamiento	Parcelas Validación
Aulaga	124	136
Balo	100	100
Cardón	215	226
Salado	122	121
Tabaiba amarga	90	90
Suelo	67	67

2.4. Algoritmo de clasificación

Para obtener los mapas temáticos a partir de los dos conjuntos de bandas espectrales seleccionados por los procedimientos descritos, PCA y SE, se aplicó el algoritmo de

clasificación supervisada de máxima probabilidad usando ENVI 5.3. Este algoritmo considera las clases temáticas como distribuciones gaussianas y calcula la probabilidad de que un píxel pertenezca a cada clase, asignándolo finalmente a aquella que tiene mayor probabilidad.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las clasificaciones obtenidas se muestran en las Figuras 4a y 5a. Además, se presentan dos porciones ampliadas (Figuras 4b y 5b) donde destacan cuatro cardones de gran tamaño en la parte central. La distribución de individuos es la característica de la zona de estudio, con mezclas entre las diferentes especies formando comunidades y zonas de suelo prácticamente desnudo.

Con respecto a la exactitud global, para la imagen denominada SE con 8 bandas fue de 65,37%, mientras que se redujo hasta un 54,68% cuando se usaron las 4 primeras componentes principales. Los errores de comisión (EC) y omisión (EO) fueron similares en ambas clasificaciones, aunque ligeramente mayores para la imagen PCA (Tabla 2). En general, se obtuvieron EC y EO superiores al 20% para la mayoría de las especies vegetales, siendo los cardones y el suelo las excepciones. La imagen SE, formada por las bandas originales 24, 34, 44, 54, 69, 74, 82 y 103, identificó a la clase Cardón con los errores de comisión y omisión más bajos, 12,6% y 17,7% respectivamente (Tabla 2). El gran porte de los ejemplares de esta especie podría ser la causa. Le sigue Balo y Salado con errores en ambos casos próximos al 40%. Con respecto a Aulagay Tabaiba Amarga, su confusión con píxeles de suelo como consecuencia de su estado fenológico, con gran ausencia de hojas en la Tabaiba y ejemplares muy secos para la Aulaga, fueron las especies peor identificadas. Otra causa posible de los elevados errores de comisión y omisión para estas especies se debe a la mezcla, solapamiento y por tanto confusión con el resto de la vegetación. La clasificación realizada con las cuatro primeras componentes principales también encontró que el Cardón era la especie con el menor EC con un 20,14%, si bien el EO estaba próximo al 50%. El resto de especies vuelven a presentar valores elevados de ambos errores.

Tabla 2. *Errores de comisión (EC) y omisión (EO) para la imagen SE con 8 bandas y la imagen con cuatro primeras componentes PCA.*

	SE (8 bandas)		PCA (4 comp.)	
Clase	EC (%)	EO (%)	EC (%)	EO (%)
Aulaga	75,30	69,85	72,36	75,00
Balo	41,04	21,00	59,18	20,00
Cardón	12,26	17,70	20,14	49,12
Salado	43,20	41,32	46,58	35,54
Tabaiba amarga	53,33	30,00	63,25	32,22
Suelo	0,01	1,11	0,00	1,13

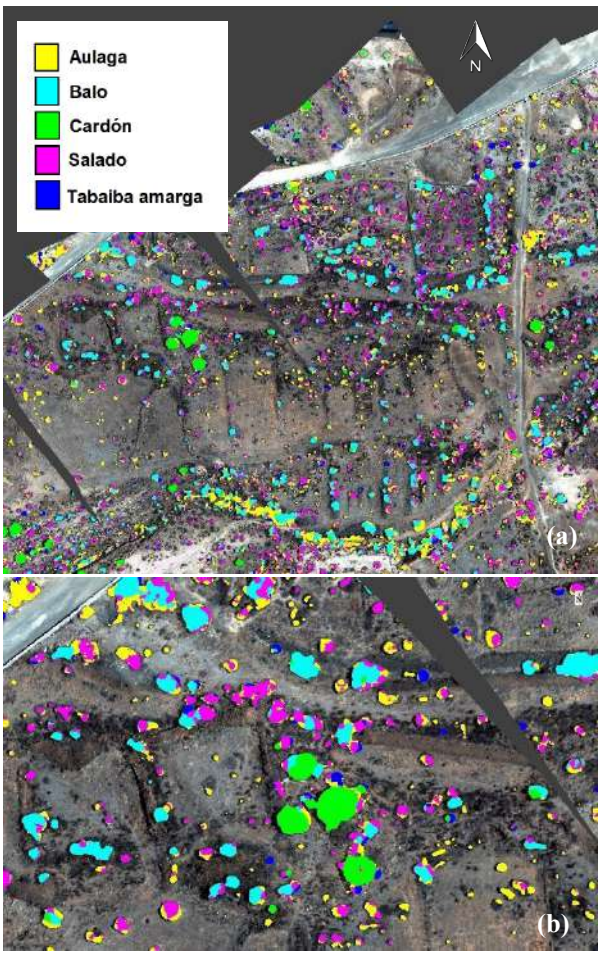


Figura 4*: (a) Imagen clasificada con las bandas originales 24, 34, 44, 54, 69, 74, 82 y 103. (b) Detalle aumentado de zona con predominio de cardones.*

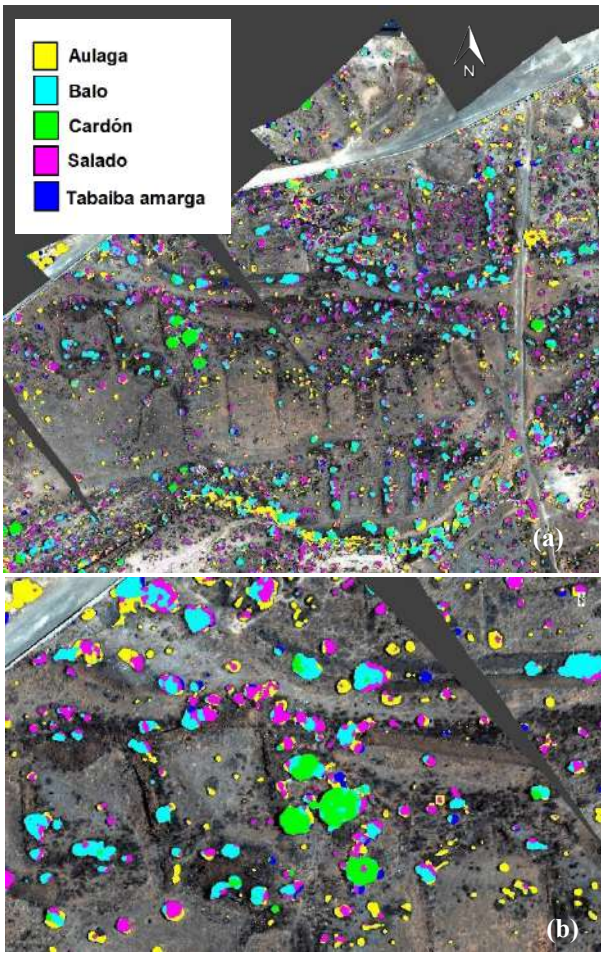


Figura 5. *(a) Clasificación con cuatro primeras componentes PCA. (b) Detalle aumentado de zona con predominio de cardones.*

4. CONCLUSIONES

La imagen calibrada y orto-rectificada proporcionada por la cámara hiperespectral ha permitido obtener una clasificación preliminar de la zona de interés con una exactitud global superior al 65%.

El algoritmo de clasificación aplicado en este estudio, Máxima probabilidad, se seleccionó por su simplicidad, sin embargo, no parece resolver todas las especies vegetales de interés apícola en el Malpaís de Güïmar. Solo los ejemplares de mayor porte, como el Cardón, fueron identificados con éxito, con un error de omisión de 17,7% y de comisión de 12,26% cuando se usó la imagen compuesta por las ocho bandas espectrales que mejor diferenciaban la vegetación presente.

A raíz de estos resultados, no estamos en disposición de reducir, al menos con los métodos utilizados en este estudio, la dimensionalidad original contenida en las imágenes hiperespectrales. Se siguen probando otras técnicas de reducción de datos y algoritmos de clasificación "*machine learning*" para mejorar la cartografía final.

La asociación de las diferentes especies vegetales típicas de la zona formando comunidades vegetales a modo de parches, es una limitación que no se puede obviar y que complica extremadamente la identificación de individuos puros, incluso en las imágenes hiperespectrales utilizadas con tan alta resolución espacial (10 cm).

Otra consideración que se debería tener en cuenta sería realizar la captura de imágenes en el momento más propicio desde un punto de vista fenológico, aquel en el que aparentemente las especies en floración fuesen mejor diferenciadas espectralmente.

5. AGRADECIMIENTOS

Expresar nuestro más sincero agradecimiento a la Consejería Insular del Área de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Seguridad del Cabildo de Tenerife. Especialmente a Dña. Sara Franchy González y a D. Manuel A. Martín Rocha del Servicio Técnico de Gestión Ambiental Territorial por la cesión de las imágenes hiperespectrales usadas en este trabajo. También debemos agradecer a Marta López Darias y Natalia Díaz Luis su asesoramiento y predisposición para colaborar en la identificación de especies y el trabajo de campo.

6. BIBLIOGRAFÍA

Aasen, H., Honkavaara, E., Lucieer, A., Zarco-Tejada, P.J. 2018. Quantitative Remote Sensing at Ultra-High Resolution with UAV Spectroscopy: A Review of Sensor Technology, Measurement Procedures, and Data Correction Workflows. Remote Sensing, 10 (7), 1091.

Díaz-Luis y López-Darias 2017. Estudio piloto para el análisis de la carga apícola de la Reserva Natural Especial del Malpaís de Güímar. Cabildo deTenerife.

Jolliffe, I.T. 2002. Principal Component Analysis. New York: Springer,

Kanning, M., Kühling, I., Trautz, D. y Jarmer, T. 2018. High-Resolution UAV-Based Hyperspectral Imagery for LAI and Chlorophyll Estimations from Wheat for Yield Prediction. Remote Sensing, 10 (12), 2000.

Plan Director de la Reserva Natural Especial del Malpaís de Güímar 2004. Accedido por última vez 1 mayo 2019.http://www.idecanarias.es/resources/PLA_ENP_URB/TF/AD/T-05_Malpais_de_Guimar/RNE/TNP/pd_rne_mgi_nu.pdf

Richards, J. A. y Jia, X. 2006. Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction, 4th ed. Berlin, Germany: Springer- Verlag, ch. 10, pp. 267–292.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 373-376. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Evaluación de Modelos Digitales de Elevación (MDEs) obtenidos a partir de imágenes Sentinel-1 en la Región Metropolitana de Chile

Vidal, P.[1,2], Pérez, W.[1,2], Fernández-Sarría, A.[2]
[1] Hémera Centro de Observación de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Mayor, José Toribio Medina 29, Santiago, Chile. paulina.vidal@umayor.cl
[2] Departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría, Universitat Politècnica de València, España,

Resumen: En este trabajo, se generaron cuatro MDEs (dos a partir de un par interferométrico ascendente y otro descendente con polarización VH y VV) a partir de imágenes Sentinel-1 en un sector de la región Metropolitana de Chile y se evaluaron en relación a un MDE de referencia. Los MDEs se generaron en el software SNAP y se evaluaron en relación a un DEM óptico elaborado a partir de fotografías aéreas de la cámara DMC (*Digital Mapping Camera*) en 34 puntos de control distribuidos en un sector urbano y un sector montañoso de la Región Metropolitana. Se obtuvo un valor de RMS de 49 m en el MDE generado a partir del par interferométrico descendente con polarización VV (menor valor de RMS) en el área urbana y un RMS de 321 m en el sector montañoso en el mismo MDE (mayor valor de RMS).

Palabras clave: Modelos Digitales de Elevación (MDEs), SAR, InSAR, Sentinel-1, Región Metropolitana de Chile.

Evaluation Digital Elevation Models (DEMs) from Sentinel-1 images in the Metropolitan Region of Chile

Abstract: *In this work, four DEMs were generated (two from an ascending interferometric pair and another descending pair with VH and VV polarization) from Sentinel-1 images in a sector of the Metropolitan Region of Chile and evaluated in relation to a reference DEM. The DEMs were generated in the software SNAP and were evaluated in relation to an optical DEM elaborated from aerial photographs of the DMC camera (Digital Mapping Camera) in 34 control points distributed in an urban area and mountainous area of the Metropolitan Region. An RMS value of 49 m was obtained in the DEM generated from the Descending interferometric pair with VV polarization (lower RMS value) and an RMS of 321 m in the mountain area in the same DEM (higher RMS value).*

Keywords: *Digital elevation model (DEMs), SAR, InSAR, Sentinel-1, Metropolitan Region of Chile.*

1. INTRODUCCIÓN

Un modelo digital de elevación (MDE) es una representación estadística de una superficie continua del terreno, mediante un conjunto de puntos tridimensionales (X,Y,Z) en un sistema de coordenadas arbitrarias (Miller y LaFlamme, 1958). Los MDEs son utilizados en diferentes áreas; manejo de recursos naturales, desastres naturales, ciencias forestales, mapeo topográfico, sistemas de información geográfica (SIG), entre otras aplicaciones (Makineci y Karabörk, 2016). Se pueden generar a partir de múltiples técnicas como la fotogrametría, sistemas de posicionamiento global, altimetría laser y técnicas de interferometría de radar (InSAR) (Wang et al., 2018).

Sin embargo, durante las últimas décadas, diversos autores están trabajando en la generación de MDEs con la técnica InSAR a partir de imágenes de radar provenientes de sistemas aerotransportados y satelitales debido a que esta técnica es una de las más eficientes en la construcción de MDEs a diferentes resoluciones (Gao et al., 2017; Wegmüller et al., 2009; Crosetto, 2002).

La interferometría de radar de apertura sintética (InSAR) es una técnica de teledetección basada en el proceso y análisis de imágenes SAR, que consiste en medir las diferencias de camino óptico entre el satélite y la tierra, en dos revisitas del satélite por la misma área de estudio (Ferretti et al., 2007; Geymen, 2012; Lazecky et al., 2018). La importancia de este método está relacionada con la alta resolución espacial, la precisión y la capacidad de generar MDEs de manera automatizada (Crosseto y Crippa, 2000).

Las imágenes SAR del Satélite Sentinel-1 de la Agencia Espacial Europea (ESA), de libre acceso y disponibles desde el año 2014, proporcionan una resolución espacial satisfactoria, bases temporales (B_T) y perpendiculares (B_p) adecuadas para el estudio de la superficie terrestre y generación de modelos digitales de elevación.

El presente trabajo, tiene por objetivo evaluar MDEs obtenidos a partir de imágenes SAR del satélite Sentinel-1 (S1), de la Agencia Espacial Europea (ESA) mediante la técnica InSAR, en relación a un MDE de referencia de la cámara DMC (SAF, 2019), en un sector urbano y otro montañoso de la región Metropolitana de Chile.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio corresponde a un sector de la región Metropolitana de Chile, localizado entre los 32°56’ y 34°18´ de latitud sur y los 69°47’ y 71°42’ de longitud oeste y tiene una superficie de 15 403 km^2 (Figura 1). Presenta un clima mediterráneo, con precipitaciones

promedio de 341 mm que se concentran en invierno y con una estación seca prolongada de 7 a 8 meses (DGA, 2019). El relieve de la región Metropolitana presenta tres unidades topográficas; la Cordillera de los Andes, la depresión Intermedia y la Cordillera de la Costa.

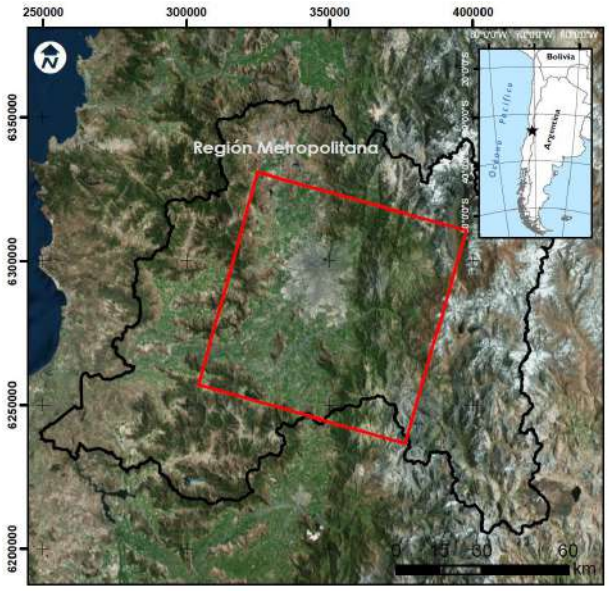


***Figura 1**. Área de estudio. El recuadro rojo muestra el área donde se generaron los MDEs.*

2.2. Adquisición de imágenes

Las imágenes fueron descargadas del servidor gratuito del *Alaska Satellite Facility* (ASF, 2019). Se utilizaron dos pares interferométricos generados a partir de las imágenes SAR del satélite Sentinel-1 (Tabla 1), de banda C (5,405 GHz) en el modo de adquisición *Interferometric Wide Swath* (IW) con un nivel de procesamiento *Single Look Complex* (SLC) de 250 km de cobertura y con una resolución espacial de 5×20 m.

***Tabla 1.** Pares interferométricos para la generación de MDEs.*

Fecha	Polarización	Dirección	B_p (metros)	B_T (días)
19-03-2019 31-03-2019	VV/VH	Descendente	83	12
31-01-2019 20-03-2019	VV/VH	Ascendente	76	48

Según datos de precipitación de las estaciones meteorológicas localizadas en el área de estudio, no se registraron lluvias en el periodo de adquisición de imágenes (CR2, 2019).

2.3. MDEs de referencia

Se utilizaron MDEs de referencia entregados por el Servicio Aeroforogramétrico de Chile (SAF) del sector urbano de las comunas de Renca y Quilicura y otro de un sector montañoso de la comuna del Cajón del Maipo para evaluar los MDEs obtenidos de imágenes S1. Estos MDEs fueron elaborados a partir de fotografías aéreas de la cámara DMC (*Digital Mapping Camera*) y sus características se muestran en la tabla 2. Los MDEs fueron remuestreados a una resolución de 13 m (al igual que la resolución espacial obtenida de los MDEs provenientes de las imágenes S1).

***Tabla 2.** Características de los MDEs de referencia.*

MDEs de referencia	Año de adquisición	Resolución espacial original (m)	Precisión (cm)
Renca	2018	0,7 m	41,95
Quilicura	2017	1 m	35,5
Cajon del Maipo	2017	0,36 m	*

** No se cuenta con esta información.*

2.4. Generación de MDEs

Se generaron cuatro MDEs mediante la técnica InSAR; dos obtenido a partir de la imagen con dirección de pasada del satélite ascendente (polarización VV y VH) y dos descendente (polarización VV y VH) (Tabla 1).

La generación de MDEs se realizó en el software SNAP (*Sentinel Application Platform*) desarrollado por la ESA y se utilizó el software SNAPHU (Chen y Zebker, 2000) para desenvolver la fase (*phase unwrapping*). Se utilizó el tamaño de píxel que entrega SNAP de 13 m para los MDEs generados.

En la Figura 2, se muestran los pasos aplicados en la generación de los MDEs usando la técnica InSAR.

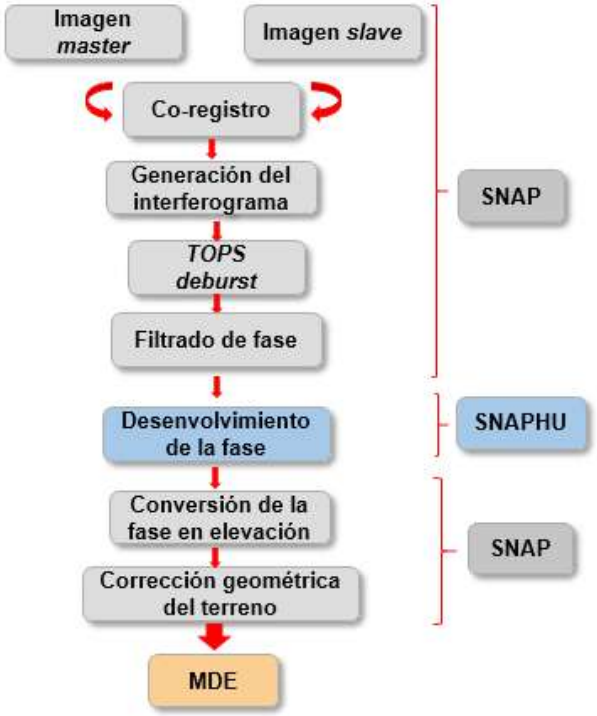


***Figura 2**. Metodología para la generación de MDE en SNAP.*

2.5. Evaluación de los MDEs

La evaluación de los modelos digitales de elevación generados, se realizó en base a un MDE de referencia (SAF, 2019), mediante 34 puntos de control localizados tanto en sectores urbanos (comuna de Renca y Quilicura; 21 puntos), como en sectores montañosos (Cajón del Maipo, 13 puntos), los cuales fueron distribuidos aleatoriamente en los sectores con coherencia > 0,5. Los valores de elevación de los 34 puntos de control de los MDEs generados,

se evaluaron en base al MDE de referencia mediante el método *Root Mean Square* (RMS) como se muestra en la Ecuación 1 (Makineci y Karabörk, 2016):

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{N}(Z_{R_i} - Z_{N_i})^2}{N-1}} \quad (1)$$

Donde Z_{Ri} es el valor de la elevación del punto i en el MDE de referencia; Z_{Ni} es el valor de la elevación del punto i en el MDE creado y N es el número de puntos evaluados.

3. RESULTADOS

Se obtuvieron cuatro MDEs; dos generados a partir del par interferométrico ascendente con polarización VV y VH, y dos a partir del par interferométrico descendente con polarización VV y VH de 13 m de resolución espacial. En la figura 3 se observan los MDEs obtenidos con polarización VV del par ascendente y descendente respectivamente. En rojo de muestra el área que cubre el MDE de referencia del sector urbano y en negro el MDE de referencia que cubre el sector montañoso.

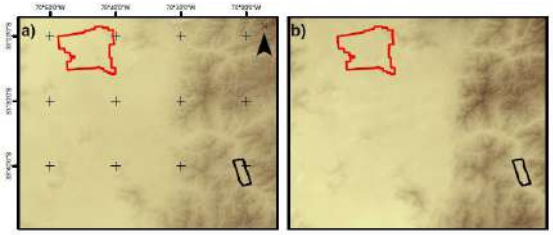


***Figura 3**. MDE a partir de imágenes Sentinel-1: a) par ascendente VV b) par descendente VV.*

Para la evaluación de los MDEs a partir de imágenes Sentinel 1, se consideraron valores de coherencia mayores a 0,5, debido a que Crosseto y Crippa (2000) señalan que valores superiores a 0,5 son considerados como un buen indicador de la calidad de la fase interferométrica para la generación de un MDE.

En la figura 4 se pueden observar los sectores en blanco con valores de coherencia mayores a 0,5 y en negro los sectores con baja coherencia (<0,5) para los pares con polarización VV.

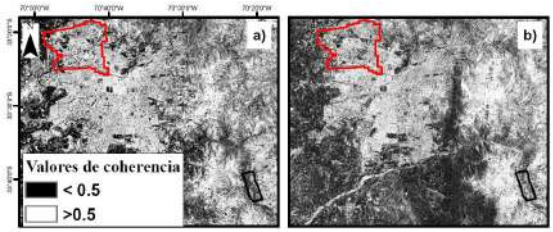


***Figura 4**. Imágenes de coherencia: a) par ascendente b) par descendente. En rojo de muestra el área que cubre el MDE de referencia del sector urbano y en negro el MDE de referencia que cubre el sector montañoso.*

Los valores de RMS se muestran en la tabla 3, en donde se obtuvo un valor de 49 m en el sector urbano a partir del par interferométrico descendente con polarización VV y un RMS de 321 m en el MDE obtenido del par interferométrico descendente con polarización VH en el sector montañoso (mayor valor de RMS). Los valores de RMS menores se obtienen en el sector urbano tanto en el par descendente como ascendente para las polarizaciones VH y VV. Los valores mayores de RMS corresponden a los MDEs con topografía montañosa.

***Tabla 3.** RMS obtenidos en sectores urbanos y montañosos en el par ascendente y descendente para las polarizaciones VH y VV.*

		RMS (m)			
		Par ascendente		Par descendente	
		VH	VV	VH	VV
Topografía	Montañosa	210	297	321	218
	Urbana	156	104	85	49

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los MDEs son utilizados en numerosas áreas y son uno de los insumos fundamentales de los sistemas de información geográfica (SIG) y la cartografía, por lo que la utilización de datos gratuitos como lo son las imágenes SAR del satélite Sentinel-1 permite la generación de MDEs de manera sencilla y de una amplia superficie (250 km^2).

Sin embargo, son varios los factores a considerar en la generación de un MDE, como la base temporal, la base perpendicular, las condiciones climáticas al momento de la adquisición de las imágenes, la vista del satélite, entre otros. Los RMS mayores se obtuvieron en el sector montañoso del Cajón del Maipo con un valor de 321 m en el MDE generado a partir del par interferométrico descendente con polarización VH y el menor valor lo obtuvo el DEM generado a partir del par descendente con polarización VV en el área urbana. Un estudio en la región de Konya en Turquía (Makineci y Karabörk, 2016) estimó RMS de 8,7 m en sectores montañosos y 2,9 m en sectores planos en donde muestran una importante variación de RMS entre las áreas montañosas y áreas urbanas. Por otro lado, Crosseto y Crippa (2000), señalan que existe una importante disminución de la precisión de los MDEs en las áreas montañosas con respecto a las áreas urbanas, como es el caso de este trabajo. La baja precisión de los MDEs en áreas montañosas se debe entre otros factores, a la baja coherencia entre las parejas interferométricas (artefactos atmosféricos correlacionados con la topografía) y la baja periodicidad de la adquisición de los datos). Además, en relación los resultados, se recomienda la utilización de MDEs generados a partir de imágenes Sentinel 1 solo para áreas urbanas, debido a que la penetración de la banda C es limitada. Por otro lado, se recomienda la utilización de pares interferométricos descendentes con polarización VV para la generación de MDEs en sectores urbanos. No obstante, los valores de RMS obtenidos a partir de este estudio, siguen siendo altos.

Para el caso de este estudio, no se encontraron pares con la base perpendicular óptima (entre 150 y 300 m) según lo señalado por Ferreti et al. (2007). Además, la base temporal del par ascendente es de 48 días y la del par descendente de 12, por lo que este parámetro puede ser un

factor influyente en los valores altos de RMS obtenidos en los puntos evaluados del área urbana y montañosa.

Para un futuro trabajo, se propone disminuir la resolución espacial de los MDEs generados, para así disminuir el ruido de fase y generar un modelo digital de elevación a partir de una fusión de datos proveniente de pares ascendentes y descendentes y compararlo a su vez con el MDE SRTM, que tiene una precisión aceptable y es uno de los más utilizados a nivel global.

Disponer de modelos digitales de elevación de alta resolución para considerables extensiones de terreno, sigue siendo en la actualidad limitado y costoso. Sin embargo, las imágenes Sentinel-1 proveen la posibilidad de obtener MDEs de resoluciones medias a través del acceso a datos gratuitos, con mayor resolución y frecuencia en el tiempo.

5. BIBLIOGRAFÍA

ASF. 2019. Alaska Satellite Facility. Último acceso: 7 febrero de 2019, de https://www.asf.alaska.edu/

Chen, C.W., Zebker, H. A. 2000. Network approaches to two-dimensional phase unwrapping: intractability and two new algorithms. *Journal of the Optical Society of America A*, 17(3), 401-414. https://doi.org/10.1364/JOSAA.17.000401

Crosetto, M., Crippa, B. 2000. Quality Assessment of Interferometric SAR DEMs. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, XXXIII (part B1), 46–53.

Crosetto, M. 2002. Calibration and validation of SAR interferometry for DEM generation. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 57(3), 213–227. https://doi.org/10.1016/S0924-2716(02)00107-7

CR2. 2019. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia. Explorador climático CR2. Último acceso: 4 de marzo de 2019, de http://explorador.cr2.cl/

DGA. 2019. Boletines hidrológicos y pronóstico anuales, Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas de Chile. Retrieved March 11, 2019, from http://www.dga.cl/Paginas/default.aspx

Ferretti, A., Monti-Guarnieri A., Prati, C., Rocca, F., Massonnet, D. (2007). InSAR Principles: Guidelines for SAR Interferometry Processing and Interpretation. ESA Publications, TM-19. ISBN 92-9092-233-8

Gao, X., Liu, Y., Li, T., Wu, D. 2017. High Precision DEM Generation Algorithm Based on InSAR Multi-Look Iteration. *Remote Sensing*, 9(7), 741. https://doi.org/10.3390/rs9070741

Geymen, A. 2012. Digital elevation model (DEM) generation using the SAR interferometry technique. *Arabian Journal of Geosciences*, 7(2), 827-837. https://doi.org/10.1007/s12517-012-0811-3

Lazecký, M., Hlavácová, I., Martinovic, J., Ruíz-Armenteros, A.M. 2018. Accuracy of Sentinel-1 Interferometry Monitoring System based on Topography-free Phase Images. *Procedia Computer Science,* 138, 310-317. https://doi.org/10.1016/j.procs.2018.10.044

Makineci, H.B., Karabörk, H. 2016. Evaluation Digital Elevation Model Generated by Synthetic Aperture Radar Data. Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci., XLI-B1, 57-62. https//doi.org/10.5194/isprs-archives-XLI-B1-2016

Miller, C.L., LaFlamme, R.A. 1958. The Digital Terrain Model - Theory & Application. *The American Society of Photogrammetric,* XXIV(3), 11.

Mohammadi, A., Bin Ahmad, B., Shahabi, H. 2018. Extracting digital elevation model (dem) from Sentinel-1 satellite imagery: Case study a part of Cameron highlands, Pahang, Malaysia. *Proceedings of 176th The IIER International Conference, Kuala Lumpur, Malaysia*, 18th-19th July 2018.

SAF. 2019. Servicio Aerofotogramétrico de la Fuerza Aérea de Chile. Modelo digital de elevación elaborado a partir de fotografías aéreas de la cámara DMC, 2017-2018 From https://www.saf.cl

Wang, X., Holland, D., Gudmundsson, H. 2018. Accurate coastal DEM generation by merging ASTER GDEM and ICESat/GLAS data over Mertz Glacier, Antarctica. Remote Sensing of Environment, 206, 218-230. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.12.041

Wegmüller, U., Santoro, M., Werner, C., Strozzi, T., Wiesmann, A., Lengert, W. 2009. DEM generation using ERS-ENVISAT interferometry. *Journal of Applied Geophysics*, *69*(1), 51–58. https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2009.04

SECCIÓN 07

Oceanografía y recursos marinos

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 379-382. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Teledetección como apoyo para la gestión de las pesquerías

Navarro, G., Ruiz, J.
Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía, Avda. Rep. Saharaui, Puerto Real, Cádiz, España.
gabriel.navarro@icman.csic.es

Resumen: Las dificultades para asegurar el cumplimiento de las actividades pesqueras en alta mar se hicieron evidentes desde los primeros años posteriores a la implementación de la Ley del Mar. La falta de un estado responsable en aguas internacionales se suma a las dificultades de la exploración de estas grandes regiones y al alto costo que esto implica para la supervisión *in situ* de las actividades pesqueras que se realizan. Las alternativas a la vigilancia *in situ* incluyen nuevas herramientas para capturar la información a través de satélite del Sistema de Identificación Automática (S-AIS), con los que se puede capturar información de los busques de pesca en aguas internacionales. El Observatorio de Pesca Global (GFW) está aportando esta información de manera pública y abierta a instituciones de investigación y organismos públicos para apoyar este objetivo. S-AIS es una herramienta muy valiosa, pero no es la única fuente de información que los satélites pueden proporcionar para las actividades de pesca en alta mar. Los nuevos radiómetros en órbita, como VIIRS, han demostrado ser útiles en esta tarea. En este trabajo presentamos datos de intercomparación entre el esfuerzo pesquero detectado mediante GFW y las imágenes VIIRS de la zona de pesquería del calamar *Illex argentinus* en la zona del Atlántico sudoccidental. Para ello se ha utilizado la plataforma Google Earth Engine y diferentes colecciones de imágenes precargadas en la nube. Los resultados muestran que puede ser monitorizado el esfuerzo pesquero utilizado el canal DNB del sensor VIIRS.

Palabras clave: DNB, *Illex argentinus*, global fishing watch, Google Earth Engine, VIIRS.

Remote sensing as a supporting tool for fisheries

Abstract: *Difficulties to ensure compliance of fishing activities in high seas became evident since the first years after the implementation of the Law of the Seas. The lack of a responsible state in high seas adds to the difficulties of surveying vast oceanic regions and the high cost this implies for in situ supervision of ongoing activities. Alternatives to in situ vigilance includes the recent potential to harvest through satellites the Automatic Identification System (S-AIS) from vessels involved in fishing operations, even when they are offshore. The Global Fishing Watch program it is presently delivering data to research institutions and public bodies to support in this aim. S-AIS is a very valuable tool but it is not the only source of information that satellites can provide for fishing activities in high seas. The Global Fishing Program has made use of this potential and. Thus, orbiting radiometers such as VIIRS have proven useful in this task. In this work we have performed an intercomparison exercise between the fishing effort detected by GFW and the VIIRS images of the Illex argentinus squid fishery in the southwestern Atlantic area. For this task, the Google Earth Engine platform and different collections of preloaded images in the cloud have been used. The results show that the fishing effort can be monitored using the DNB channel of the VIIRS sensor.*

Keywords: *DNB, Illex argentinus, global fishing watch, Google earth engine, VIIRS.*

1. INTRODUCCIÓN

El calamar *Illex argentinus* es una especie endémica de la plataforma oceánica y del talud del Atlántico sudoccidental (Crespi, 2010). Se distribuye desde el sur de Brasil (23°S) hasta el sur de las islas Malvinas (54°S) (Cozzolino y Lasta, 2016). Sin embargo, las mayores capturas se producen entre los 35°S y 52°S (Cozzolino y Lasta, 2016). Debido a esta amplia distribución geográfica, esta especie de interés pesquero se captura en regiones con jurisdicciones de diferentes naciones, como pueden ser Reino Unido, Brasil, Uruguay y Argentina. Para poner en valor su importancia, en las islas Malvinas es el principal recurso en términos de biomasa y el 95% de los desembarques provienen de la flota potera (Barton, 2002). Para el caso de Argentina, representa el segundo recurso en importancia en términos de toneladas desembarcadas después de la merluza (*Merluccius hubbsi*) (FAO, 2009).

El ciclo de vida de los calamares es corto, por lo que ofrece pocas oportunidades para ajustar la estrategia pesquera de esta especie por lo que las hace particularmente vulnerables a la sobreexplotación (Rosenberg et al., 1990). El inicio de esta pesquería data de los años 70 en buques arrastreros, sin embargo, desde finales de los 80 se incentivó la mejora de la pesquería a través de buques *poteros*, que son embarcaciones con equipamiento específico para la captura de los calamares. Estos buques pescan normalmente de noche, utilizando dispositivos automáticos, llamados poteras o *jiggins*, diseñados sobre la base del comportamiento de los calamares. Los cardúmenes de esta especie están concentrados durante la noche mediante la iluminación provista por fuertes lámparas ubicadas en la cubierta del barco, complementadas con lámparas submarinas. Este método de pesca es absolutamente selectivo (Cozzolino y Lasta, 2016).

Por lo tanto, en este estudio presentamos una nueva técnica para monitorizar los buques que pescan el *Illex argertinus* gracias al uso de la banda DNB (*Day Nigh Band*) del satélite *Visible Infrared Imager Radiometer Suite* (VIIRS). Además, y gracias a la nueva iniciativa del *Global Fishing Watch* (GFW) se puede monitorizar el AIS (*Automatic Identification System*) de estos barcos y conocer la nacionalidad de los mismos. Estas dos bases de datos, complementarias entre si para monitorizar el esfuerzo pesquero en la zona de estudio, han sido incluidas en la plataforma GEE (*Google Earth Engine*), que es una plataforma geomática basada en la nube, que permite a los usuarios visualizar y analizar imágenes de satélite de nuestro planeta. Por lo tanto, el objetivo de este estudio será analizar la potencialidad del uso de la banda del DNB para monitorizar el esfuerzo pesquero sobre el calamar *Illex argetinus* en la zona de Argentina e islas Malvinas y comparar dicho análisis con los datos aportados por el GFW. La zona de estudio se corresponde con el océano atlántico sudoccidental, entre los 35 y 52° S. Este sector incluye la zona económica exclusiva (ZEE) de varios países, así como las zonas adyacentes de estas ZEE (Figura 1).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Datos de DNB del sensor VIIRS

El sensor VIIRS, a bordo de los satélites *Suomi National Polar-orbiting Partnership* (NPP), tiene una banda llamada DNB (*Day Night Band*) que permite captar la baja señal de luz emitida desde la superficie terrestre o el océano. La banda DNB tiene un rango espectral de 505-890 nm y una resolución espacial de 740 m. En este estudio hemos utilizado el producto de GEE *VIIRS Nighttime Day/Night Band Composites Version 1*. Este producto se corresponde con compuestos promedio mensuales usando datos de noche de la banda DNB del sensor VIIRS. Antes de proceder al promedio, los datos de DNB son filtrados por parte de GEE para excluir los datos de *stray light*, *lightning*, *lunar illumination* y *cloud-cover*. La resolución espacial es de 15 arcosegundos y el periodo temporal abarca desde abril de 2012 hasta la actualidad. Las unidades de luz son nanoWatts/cm^2/sr.

Se ha programado en la aplicación Google Earth Engine un *script* para extraer los datos mensuales de DNB de las tres regiones de estudio (Figura 1). Para ello se ha cargado la colección (*ee.ImageCollection*) descrita anteriormente y se ha extraído con la función (*filterBounds*) los datos promedio de DNB para cada mes desde abril de 2012 hasta diciembre de 2016, que es la fecha máxima de datos de GFW en GEE. Junto con estos datos, se ha procesado una imagen diaria de DNB extraída de la web de CLASS (*Comprehensive Large Array-data Stewardship System*) para el 17 de enero de 2013. Se ha aplicado la metodología descrita por Cozzolino y Lasta, (2016), obteniendo la distribución de luz para la zona de estudio (Figura 2, b).

2.2. Datos de *Global Fishing Watch*

Global Fishing Watch (GFW, Observatorio de Pesca Global, https://globalfishingwatch.org), es una organización fundada por Google, Skytruth y Oceana en 2014 en EEUU, y cuenta con el apoyo de diferentes fundaciones. El cometido de la organización es mostrar el comportamiento de la pesca a nivel global. Para ello desarrolló una plataforma (lanzada en septiembre de 2016) en la que muestra la ubicación de más de 70 000 barcos pesqueros a nivel global, dando la oportunidad de realizar una monitorización de la actividad pesquera a nivel mundial (Kroodsma et al., 2018). Estos datos han sido incluidos en la plataforma *Google Earth Engine* desde 2012 hasta 2016, donde diferencian por tipo de pesca (hasta 6 tipos), en nuestro caso la variable *squid_jigger*, y por país (Code ISO3).

Los datos de GFW son diarios producto *GFW Daily Fishing Hours*, cuya colección en el dataset de GEE se identifica por (*GFW/GFF/V1/fishing_hours*). Los datos son diarios, con una resolución de 0,01 arc grados y las unidades son horas/km^2.

El *script* de procesado ha sido implementado en GEE. Se ha cargado la colección *GFW/GFF/V1/fishing_hours* mediante la función *ee.ImageCollection.* Posteriormente se han extraído los datos diarios de cada una de las tres regiones mediante la función (*filterBounds*). Estos datos se representan en la figura 2 y 4. Se ha lanzado el *script* para cada uno de los diferentes países que tienen pesquerías en esta zona, utilizando la *Image Properties* llamada *COUNTRY*.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La figura 1 muestra el sumatorio total de datos de luz del producto *VIIRS Nighttime Day/Night Band Composites Version 1* para la zona de estudio entre el 1 abril de 2012 y 1 de febrero de 2019. Claramente se distinguen tres zonas donde se localizan claramente los poteros o *jiggers*, que tradicionalmente se ha llamado *"la ciudad de las luces en el Atlántico sur"*.

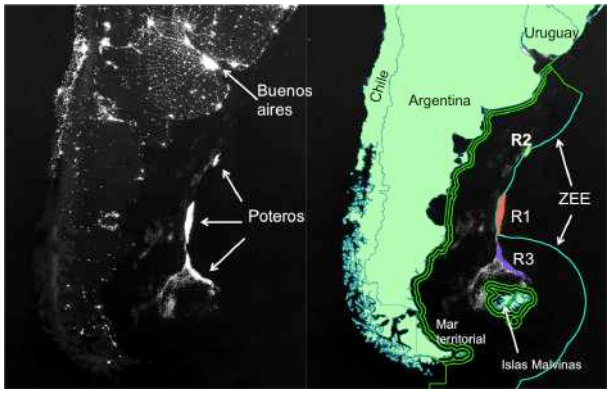


Figura 1. *Distribución del sumatorio total de la radiancia (banda DNB) donde se observan las zonas de pesca. En la imagen de la derecha se localizan las tres regiones de estudio (R1, R2 y R3), así como la línea que delimita la ZEE y el mar territorial.*

Las imágenes del sensor VIIRS permiten cuantificar el numero de barcos que faenan en la zona de estudio, y puede ser corroborados con los datos de posición GPS o bien a través de los datos AIS que obtenemos del programa GFW. La figura 2 muestra la distribución de estas embarcaciones para una imagen concreta (17 de enero de 2013)

que ha sido procesada utilizando la metodología descrita por Cozzolino y Lasta, (2016).

Como ejemplo, se puede observar el número y distribución de barcos utilizando los datos de luz que emiten los *jiggers* durante las labores de pesca (Figura 2). Claramente los barcos se sitúan pescando en la zona exterior de la ZEE, que viene delimitada por la línea negra de la figura. La distribución de los barcos, así como su nacionalidad puede ser analizada por los datos AIS de GFW (Figura 3). Esta herramienta ha sido probada y testada en la zona de estudio (Cozzolino y Lasta, 2016) así como en otras regiones con importante flota potera como es el mar del sur de China (Asanuma et al., 2017), golfo de Tailandia (Elvidge et al., 2015) o noroeste del Pacífico (Liu et al., 2015.).

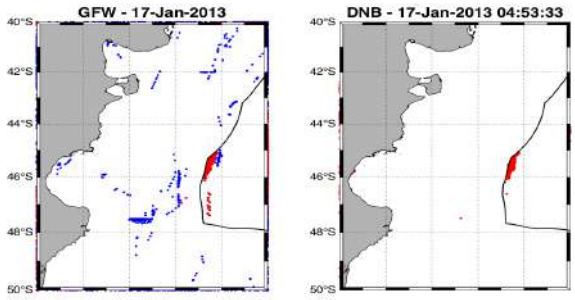


***Figura 2**. Izquierda. Geolocalización de barcos poteros (rojo) y otros tipos de pesca (azul). Derecha. Geolocalización de barcos utilizando la banda DNB del VIIRS. Datos e imagen del 17 de febrero de 2013.*

Gracias a la propiedad de la base de datos que codifica la bandera del barco (código iso_3166) en los datos de GFW, podemos conocer que países están pescando en cada una de las tres regiones de estudio. La proporción de horas de esfuerzo pesquero de cada uno de los países que pescan en cada región se presenta en la figura 3, donde claramente se observa como son buques asiáticos los que copan las pesquerías del *Illex argentinus* en la región de estudio. Tanto en la región 1 (fuera de la zona ZEE) y en la región 2 (parte esta dentro de la ZEE), el país que mayor representación tiene es China, con valores que representan hasta el 73% para la región 1 y más del 95% para la región 2 de todo el esfuerzo pesquero. Sin embargo, en la región 3, dentro de la ZEE es Taiwan el país que representa más del 70% del esfuerzo pesquero en esa región. La presencia de barcos de Europa es mínima, tan sólo con presencia testimonial de España, mientras que la pesca por parte de barcos argentinos no llega a ser representativa (<1%).

Sin embargo, la potencialidad de esta banda DNB se pone en valor cuando se utiliza el producto incluido en GEE ya que nos permite en pocos minutos realizar un análisis completo del patrón estacional de pesca de estos poteros en la región de interés. La variabilidad temporal del esfuerzo pesquero depende de cada región, tal como se muestra en la figura 4, con máximos en los meses de verano-otoño austral (enero-junio) y mínimos en los meses de invierno-primavera (entre julio y octubre). Este patrón temporal también es corroborado por la serie temporal de GFW, en este caso para todos los países en conjunto, aunque solo unos pocos son los que pescan en cada región (Figura 3). Este patrón es claramente identificado utilizando los datos del sensor DNB, que aunque no permite diferenciar el país al que pertenece cada barco de pesca, si nos permite cuantificar el esfuerzo pesquero de forma indirecta y por lo tanto ser una herramienta muy poderosa para el control del esfuerzo pesquero, ya que es independiente del sistema AIS del barco, que puede sufrir averías, apagados por falta de energía, etc.

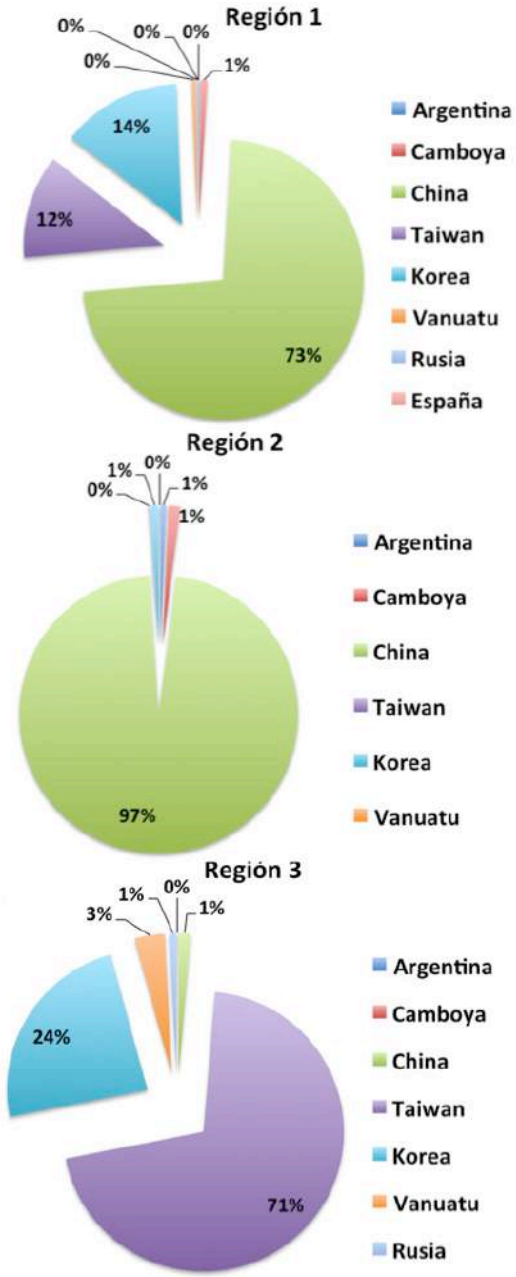


***Figura 3**. Proporción de buques de pesca (según esfuerzo pesquero en horas) para cada una de las tres regiones de estudio.*

4. CONCLUSIONES

En este estudio hemos demostrado que las imágenes de satélite son una herramienta muy potente que puede ser utilizada para analizar el esfuerzo pesquero del *Illex argentinus* en la zona del atlántico sur, sobre todo en aguas internacionales, donde no existe regulación ni control de la flota pesquera.

La potente plataforma de GEE con la base de datos incluida de GFW y DNB permite a los diferentes *stakeholders* realizar análisis de forma rápida y sencilla del esfuerzo pesquero que se esta realizando en la zona de estudio. Además, y gracias a que los datos son globales, se puede extrapolar este tipo de estudios a otras zonas como pueden ser el mar de China, golfo de Tailandia y el sudoeste del Pacífico.

5. BIBLIOGRAFÍA

Asanuma, I., Yamaguchi, T., Park, J., Mackin, K., Mittleman, J. 2016. Detection limit of fishing boats by the day night band (DNB) on VIIRS. SPIE Optical engineering conference.

Barton, J. 2002. Fisheries and fisheries management in Falkland Islands conservation zones. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 12, 127-135.

Cozzolino, E., Lasta, C.A. 2016. Use of VIIRS DNB satellite images to detect jigger ships involved in the Illex argentinus fishery. Remote Sens. Appl. Soc. Environ. 4, 167–178.

Crespi, A.C. 2010. La historia de vida d illez argntinus en el Golfo San Marías. PhD Thesis, Universidad Nacional del Comahue, Argentina, 133 pp.

Elvidge, C. D., Zhizhin, M., Baugh, K., Hsu, F. C. 2015. Automatic boat identification system for VIIRS low light imaging data. Remote Sens. 7, 3020–3036.

FAO. 2009. Fishstat plus (v. 2.30). GFCM (Mediterranean and black sea) capture production 1970 to 2006.

Kroodsma, D. A., Mayorga, J., Hochberg, T., Miller, N. A, Boerder, K., Ferretti, F., Wilson, A., Bergman, B., White, T.D., Block, B. A., Woods, P., Sullivan, B., Costello, C., Worm. B. 2018. Tracking the Global Footprint of Fisheries. Science, 359, 6378, 904-908.

Liu, Y., Saitoh, S. I., Hirawake, T., Igarashi, H., Ishikawa, Y. 2015. Detection of Squid and a Pacific Saury fishing vessels around Japan using VIIRS Day/Night Band data. Proc. Asia-Pacific Adv. Netw. 39, 28–39.

Rosenberg, A.A., Kirkwood, G.P., Crombie, J., Beddington, J.R. 1990. The assessment of stocks of annual squid species. Fisheries Research, 8, 335-349.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 383-386. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Progreso en la estimación de la batimetría en regiones costeras turbias de EEUU con los satélites Sentinel-2A/B

Caballero, I., Stumpf, R.P.
National Centers for Coastal Ocean Science, NOAA National Ocean Service, East West Highway, 1305, Silver Spring, MD, 20910, EEUU. Isabel.caballero@icman.csic.es

Resumen: La batimetría derivada de satélites (SDB) tiene un potencial significativo para mejorar nuestro conocimiento de las regiones costeras. Sin embargo, para satisfacer la creciente demanda de estos datos en todo el mundo y acelerar su producción operacional, es necesaria más investigación, particularmente enfocada en las regiones costeras turbias. La turbidez produce un falso asomeramiento en las imágenes, restringiendo SDB en su aplicación rutinaria. En este trabajo se presenta una estrategia óptima que nos permite evaluar SDB en entornos moderadamente turbios utilizando la cobertura temporal (5 días) de la misión Sentinel-2A/B dentro del programa Copérnico. El marco propuesto incorpora una corrección atmosférica robusta, un enfoque de múltiples escenas para reducir el impacto de la turbidez y un modelo de conmutación para mejorar el monitoreo en aguas someras. Se han estudiado diversas regiones de interés en la costa oeste de Estados Unidos debido a sus variables condiciones de transparencia del agua. Nuestros resultados proporcionan batimetrías precisas, con errores menores de 1 m cuando se validan con datos de LiDAR, errores que se comparan favorablemente con los usos de SDB en aguas claras. La metodología permite la creación semiautomática de mapas batimétricos, con una intervención manual limitada solo a la calibración final, y a la vez devuelve los datos de turbidez para indicar áreas que aún pueden tener un sesgo residual. Esta técnica se puede aplicar de inmediato en más entornos y condiciones con valiosas implicaciones para avanzar en la investigación marina y ayudar en la gestión, monitoreo y navegación costera en todo el mundo. Asimismo, con tales precisiones, SDB permitiría cuantificar la variabilidad anual o estacional del fondo y evaluar las vulnerabilidades en los ecosistemas costeros globales debido al cambio climático.

Palabras clave: batimetría, turbidez, LiDAR, corrección atmosférica, Programa Copérnico.

Progress in the estimation of bathymetry over turbid coastal waters in USA using Sentinel-2A/B satellites

Abstract: *Satellite-Derived Bathymetry (SDB) has significant potential to enhance our knowledge of Earth's coastal regions. However, further research is required to meet its growing demand worldwide and address the opportunities for accelerating SDB into operational schemes, particularly when applied to turbid, but optically shallow, nearshore regions; the grand challenge in SDB research. Turbid water produces false shoaling in the imagery, constraining SDB for its routine application. This paper provides an optimal satellite based strategy that enables us to evaluate SDB over moderately turbid environments by using the high revisit time (5-day) of the Sentinel-2A/B twin mission of the Copernicus programme. The proposed framework incorporates a robust atmospheric correction, a multi-scene approach to reduce the impact of turbidity, and a switching model to improve mapping in shallow water. Diverse study sites in United States are explored due to their varying water transparency conditions along the west coast. Our results show that the methodology yields accurate SDB, with median errors of under 1 m when validated with LiDAR surveys, errors that favorably compare to uses of SDB in clear water. The approach allows for semi-automated creation of bathymetric maps, with manual intervention potentially limited only to the calibration to the absolute SDB, returning turbidity data to indicate areas that may still have residual shoaling bias. This cost-effective technique can immediately be applied in more environments and conditions with valuable implications to advance marine research and assist coastal management, monitoring, and navigation worldwide. Within such accuracies, it can drastically alter the employment of SDB for quantifying yearly or seasonal variability, both retroactively and henceforth into the future, assessing global vulnerabilities in coastal ecosystems that are becoming of greater concern because of climate change.*

Keywords: *bathymetry, turbidity, LiDAR, atmospheric correction, Copernicus programme.*

1. INTRODUCCIÓN

El conocimiento detallado de la batimetría es fundamental para respaldar una amplia gama de actividades cercanas a la costa, como la planificación de dragados, la gestión ambiental, el mantenimiento de infraestructuras, las aplicaciones hidrográficas y militares, la navegación, la acuicultura o la caracterización de hábitats bentónicos. Asimismo, los mapas batimétricos de alta resolución son cada vez más necesarios para comprender algunos de los impactos del cambio climático, como el aumento del nivel del mar, las inundaciones, los huracanes, la erosión de las playas y la resiliencia de las zonas costeras. A pesar de que la información detallada sobre los fondos marinos a nivel mundial es primordial para la gestión de los entornos costeros, de su economía y su cultura, todavía existe una cobertura limitada. De acuerdo con la Organización Hidrográfica Internacional (IHO) y la Comisión Oceanográfica Intergubernamental (COI), la base de datos disponible

hasta la fecha se encuentra sorprendentemente incompleta: el 70% del fondo marino costero sigue sin cartografiar o los datos existentes no se encuentran adecuados a los estándares modernos (Charles y Douvere, 2009; IHO, 2017).

Las zonas costeras constituyen entornos complejos en los que adquirir información batimétrica utilizando métodos convencionales, como el sonar multihaz o LiDAR, debido a que estas técnicas manuales están limitadas por su acceso, logística y alto coste de despliegue. A día de hoy se están realizando importantes esfuerzos internacionales para recopilar toda la información batimétrica disponible públicamente, como la Carta Batimétrica General de los Océanos (GEBCO: Hall, 2006) o la Batimetría Digital EMODnet (http://www.emodnet-bathymetry.eu). Sin embargo, la resolución espacial y la actualidad de esas bases de datos a menudo no pueden satisfacer los usos comerciales, de seguridad, de investigación o de gestión. En opinión de la IHO, la información del fondo marino derivada de imágenes satelitales multi-espectrales, en adelante *Satellite-Derived Bathymetry* (SDB), debe considerarse como una técnica para mejorar la recopilación y disponibilidad de datos batimétricos en todo el mundo. SDB ofrece una solución adecuada, rentable y no intrusiva porque no se requiere movilización *in-situ*, eliminando riesgos y cualquier impacto ambiental.

Teniendo en cuenta las ventajas que ofrece SDB para la economía azul y la comunidad científica, así como en los sectores del mercado y la industria, es crucial que se realicen más investigaciones para desarrollar nuevas estrategias, especialmente para abordar los problemas de la turbidez, el mayor obstáculo en los modelos SDB (Hedley et al., 2018; Gao, 2009). Dada la gran extensión espacial y la inaccesibilidad de muchas regiones costeras, es necesario un programa de Observación de la Tierra a escalas espaciales, espectrales y temporales apropiadas para cumplir el objetivo de un monitoreo costero operacional y rentable. La Comisión Europea (CE) y la Agencia Espacial Europea (ESA) han identificado recientemente la urgente necesidad de mejores modelos digitales de elevación y topografía marina para apoyar a la gestión costera (CE, 2017). Como tal, la capacidad de generar batimetría desde la Constelación Sentinel se ha convertido en un aspecto de gran interés no solo en el marco del programa Copérnico, sino a nivel mundial, para poder así abordar tanto los desafíos como las oportunidades de su implementación dentro de los procesos de producción operacional (Charles y Douvere, 2009; EC, 2017; IHO, 2017).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Sentinel-2A/B

La alta frecuencia de los satélites Sentinel-2A/B del programa Copérnico (5 días) y su gran resolución espacial en las bandas visibles (10 m) combinadas con datos disponibles de forma gratuita no tiene precedentes. En este contexto, se han planteado hipótesis de que una resolución temporal más alta sería definitoria para establecer pautas en los enfoques batimétricos a escala regional y global (Hedley et al., 2018). Este trabajo propone la primera técnica de imágenes múltiples con Sentinel-2A/B que permite la estimación de SDB en entornos someros, moderadamente turbios y complejos. Las imágenes de Sentinel-2 Level-1C se descargaron del Centro de Datos Científicos de Sentinel (https://scihub.copernicus.eu/). Nos centramos en la aplicación del modelo logarítmico desarrollado por Stumpf et al. (2003) ya que fue diseñado para ser compatible en áreas con datos de calibración extremadamente limitados, en este caso cartas náuticas. Se exploran diferentes zonas de interés para la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) a lo largo de la costa oeste: Dry Tortugas, Key West, West Palm Beach y Saint Joseph Bay en Florida, Cape Lookout en Carolina del Norte y Nantucket y Martha´s Vineard en Nueva Inglaterra.

Las imágenes de Sentinel-2 se procesaron a Nivel 2A (L2A) con el procesador ACOLITE desarrollado por el Real Instituto Belga de Ciencias Naturales (RBINS), con la corrección atmosférica específica para aplicaciones acuáticas de Landsat-8 y Sentinel-2 (Vanhellemont y Ruddick, 2016). Los productos tras el procesado de ACOLITE corresponden a la Reflectancia (Rrs, 1/sr) en todas las bandas visibles y de infrarrojo cercano (NIR) y la concentración de clorofila mediante el algoritmo OC3 (Chl, mg/m^3). Seleccionamos una combinación de los canales NIR y SWIR (865/1600 nm) para la corrección. Se ha demostrado que esta estrategia mejora significativamente la calidad de los productos al minimizar la influencia del ruido del instrumento NIR/SWIR (Pahlevan et al., 2017). Se llevó a cabo un filtro espacial (mediana 3×3) en las bandas para la eliminación del ruido entre los píxeles. La reflectancia de la banda a 704 nm (Rrs704) se usó como *proxy* de la turbidez (Caballero et al., 2019). Varios investigadores ya han indicado que las bandas *red-edge* son apropiadas para el monitoreo de turbidez o sólidos en suspensión en regiones ópticamente someras (Pahlevan et al., 2017). La metodología propuesta en este estudio incorpora: 1) un enfoque de múltiples escenas para reducir el impacto de la turbidez seleccionando automáticamente el máximo valor de SDB en cada píxel y 2) un modelo de conmutación ("*switching model*") para mejorar el mapeo en aguas poco profundas mediante el uso de tres modelos SDB (*SDBred*, *SDBweighted* y *SDBgreen*). Este enfoque multi-escena permite la creación automatizada de los mapas batimétricos con la intervención manual limitada solo a la calibración final.

2.2. Datos batimétricos *in-situ*

El National Geodetic Survey (NGS) perteneciente a la NOAA recopiló datos de batimetría con LiDAR (ALB) utilizando el sensor Riegl VQ-880-G, con una resolución de datos batimétricos en aguas cercanas a la costa. El Riegl VQ-880-G opera con un láser en un patrón de escaneo circular, penetrando en aguas claras y poco profundas. Los datos de alta densidad se combinaron con GPS y otros datos posicionales para crear modelos de elevación de topo-batimetría en 3D. Estas observaciones de alta resolución espacial (1 m) se seleccionaron como conjunto de datos de referencia y se compararon con los productos SDB. La bajamar promedio (MLLW) se utilizó como datum de referencia para la comparación. Adicionalmente,

las mediciones de profundidad o sondeos de las cartas náuticas de NOAA (http://www.charts.noaa.gov/) se utilizaron para seleccionar los puntos de control para la calibración final de SDB (10 a 15 puntos).

3. RESULTADOS

Los resultados obtenidos demuestran que la metodología desarrollada genera batimetrías precisas, con errores <1 m tras la validación con LiDAR (ALB) en todas las zonas de estudio: Dry Tortugas (Figura 1), West Palm Beach (Figura 2), Saint Joseph Bay (Figura 3) y Cape Lookout (Figura 4), errores que se comparan favorablemente con los usos de SDB en aguas transparentes de arrecifes de coral (Gao, 2009; Hedley et al., 2018).

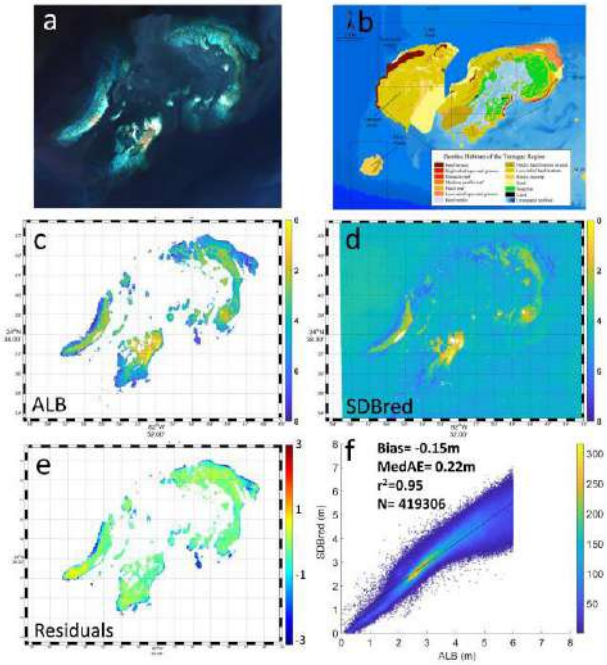


***Figura 1**. a) RGB de Sentinel-2 para una imagen adquirida el 8 de febrero de 2017 a 10 m de resolución después de la corrección atmosférica ACOLITE en Dry Tortugas, b) hábitats bentónicos, c) ALB a 1 m de resolución, d) SDBred (m) el 8 de febrero de 2017 a 10 m, e) Residuales y f) diagrama de dispersión ALB-DBred.*

El método multi-temporal es capaz de seleccionar automáticamente las mejores escenas para generar mapas de SDB. Asimismo, el modelo de conmutación utilizado en Cape Lookout y Saint Joseph Bay fue efectivo para generar mapas en zonas muy poco profundas, donde SDB está compuesta por: 1) *SDBred* y *SDBweighted* sobre las zonas someras (0-3,5 m, Figura 3e y Figura 4e), y *SDBgreen* sobre las zonas más profundas (>3,5 m, Figura 3f y Figura 4f). El análisis también genera datos de turbidez gracias al uso de la reflectancia en la banda 704 nm (Rrs704, Figuras 3d-4d) para indicar áreas que aún pueden tener un sesgo residual de falso asomeramiento. Estos resultados con Sentinel-2 se pueden comparar favorablemente con los producidos en aguas claras (Hedley et al., 2018). Los hallazgos confirman que la alta resolución temporal de la misión gemela Sentinel-2 podría ser una ventaja esencial para superar no solo la cobertura nubosa y el intenso "*sun glint*" en épocas de verano, sino también las anomalías de SDB introducidas por regímenes de transparencia del agua heterogéneos.

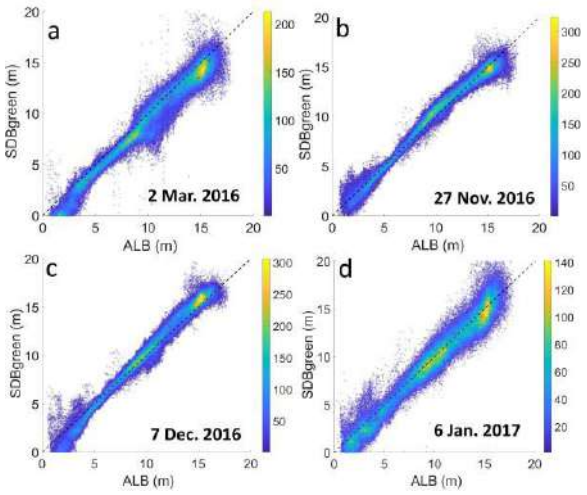


***Figura 2**. Diagrama de dispersión ALB-SDBgreen de Sentinel-2 para las escenas adquiridas en West Palm Beach a) 2 de marzo de 2016 (MAE=0,72 m), b) 27 de noviembre de 2016 (MAE=0,45 m), c) 7 de diciembre de 2016 (MAE=0,51 m) y d) 6 de enero de 2017 (MAE=0,58 m).*

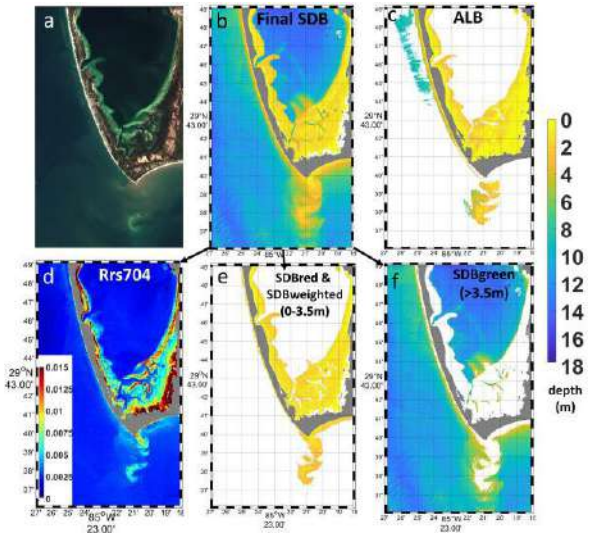


***Figura 3**. (a) RGB de Sentinel-2 en Saint Joseph Bay, (b) SDB final después del enfoque de múltiples escenas y el modelo de conmutación (MAE=0,3 m), (c) Datos Lidar (ALB), (d) Reflectancia a 704 nm (Rrs704) asociada con la SDB final, segmentación de la SDB con el modelo de conmutación: (e) SDBred y SDBweighted para profundidades de 0-3,5 m, y (f) SDBgreen para profundidades > 3,5 m.*

4. CONCLUSIONES

Las principales ventajas de la técnica implementada en este estudio, una alternativa semiautomática prometedora para una mejor extracción de la topografía de los fondos marinos con un alto nivel de precisión, es su aplicabilidad en otras regiones moderadamente turbias de manera rápida, flexible y económica. Los resultados de este trabajo ofrecen valiosas implicaciones para proporcionar de

inmediato información útil en el contexto de objetivos específicos relevantes para la gestión de aguas costeras y continentales y avanzar en la investigación marina, la industria y la navegación costera a escala global.

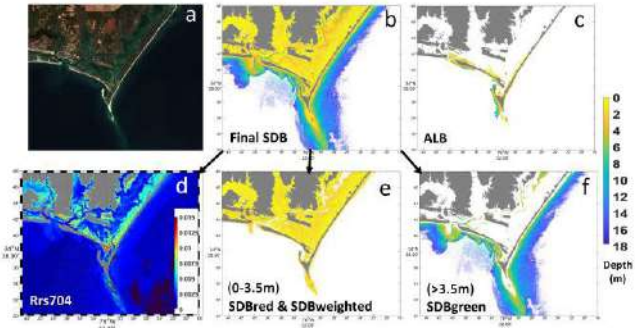


***Figura 4**. (a) RGB de Sentinel-2 en Cape Lookout, (b) SDB final después del enfoque de múltiples escenas y el modelo de conmutación (MAE=0,41 m), (c) Datos Lidar (ALB), (d) Reflectancia 704 nm (Rrs704) asociada con la SDB final, segmentación de SDB con el modelo de conmutación: (e) SDBred y SDBweighted para profundidades de 0-3,5 m, y (f) SDBgreen para profundidades > 3,5 m.*

5. BIBLIOGRAFÍA

Barragán, J.M., de Andrés, M. (2015). Analysis and trends of the world's coastal cities and agglomerations. Ocean & Coastal Management, 114, 11-20.

Caballero, I., et al. (2019). Preliminary Assessment of Turbidity and Chlorophyll Impact on Bathymetry Derived from Sentinel-2A and Sentinel-3A Satellites in South Florida. Remote Sensing, 11(6), 645.

Charles, E., Douvere, F. (2009). Marine spatial planning: A Step-by-Step Approach toward Ecosystem- based Management. Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme. IOC Manual and Guides, 53, 6. Paris: UNESCO.

European Commission. Copernicus for Coastal Zone Monitoring and Management workshop, technical report, Copernicus Support Office, June2017.

Gao, J. (2009). Bathymetric mapping by means of remote sensing: methods, accuracy and limitations. Progress in Physical Geography, 33(1), 103-116.

Hall, J.K. (2006). GEBCO Centennial Special Issue-Charting the secret world of the ocean floor: The GEBCO Project 1903-2003. Marine Geophysical Researches, 27(1) 1-5.

Hedley, J.D., et al. (2018). Coral reef applications of Sentinel-2: Coverage, characteristics, bathymetry and benthic mapping with comparison to Landsat 8. Remote Sensing of Environment, 216, 598-614.

International Hydrographic Organization. International Hydrographic Review, November 2017. Report by Ian HALLS, Editor.

Karina von Schuckmannet et al. (2018). Second Copernicus Marine Service Ocean State Report, S1- S142.

Pahlevan, N., Sarkar, S., Franz, B. A., Balasubramanian, S. V., He, J. (2017). Sentinel-2 MultiSpectral Instrument (MSI) data processing for aquatic science applications: Demonstrations and validations. Remote Sensing of Environment, 201, 47-56.

Stumpf, R.P., et al. (2003). Determination of water depth with high-resolution satellite imagery over variable bottom types. Limnology and Oceanography, 48(1part2),547-556.

Vanhellemont, Q., Ruddick, K. (2015). Advantages of high quality SWIR bands for ocean colour processing: examples from Landsat-8. Remote Sensing of Environment, 161,89-106.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 387-390. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Detección de fuentes potenciales de vertidos de petróleo utilizando la información contextual en imágenes SAR de PAZ

Benito-Ortiz, M. de C.[(1)], de la Mata-Moya, D.A.[(1)], Jarabo-Amores, M.P.[(1)], Cicuéndez-Pérez, J.I.[(2)], Gallego-Reina, G.[(2)], Lasso-de la Vega, C.[(2)]

[(1)] Departamento de Teoría de la Señal y Comunicaciones, Universidad de Alcalá, Escuela Politécnica Superior, Campus Universitario, 28805 Alcalá de Henares, España.
cortes.benito@uah.es

[(2)] HISDESAT, Paseo de la Castellana, 149, 28046, Madrid, España.

Resumen: Este trabajo describe los algoritmos implementados para ofrecer la capacidad de detectar vertidos de petróleo y buscar las fuentes potenciales asociadas, como embarcaciones accidentadas, utilizando datos adquiridos por radares de apertura sintética (SAR, *Synthetic Aperture Radar*). Los sensores satelitales SAR son especialmente útiles en el ámbito marítimo para la prevención y detección de fenómenos de contaminación debido a su capacidad para cubrir grandes áreas de iluminación en cualquier condición lumínica y climatológica. Se ha diseñado un esquema de procesado capaz de detectar formaciones oscuras rodeadas por interferencia marina, discriminar manchas oscuras de origen no contaminante y buscar fuentes potenciales. La solución implementada se basa en una técnica multirresolución para estimar parámetros texturales y un umbralizado adaptativo. Se han evaluado las capacidades prestadas utilizando una imagen SAR adquirida por PAZ dentro de una campaña de medidas en aguas cercanas a las Islas Canarias.

Palabras clave: SAR, PAZ, detección de vertidos de petróleo.

Detection of potential sources of oil slicks using contextual information in SAR imagery of PAZ

Abstract: *This paper describes the implemented algorithms to detect oil slicks and search the associated potential sources, such us accidented vessels, exploiting SAR (Synthetic Aperture Radar) data. SAR satellite sensors are suitable in marine environments to prevent and detect pollution phenomena due to their capability to acquire images over wide illuminated areas under any weather and light condition. A processing scheme to detect dark spots in marine clutter, to discriminate look-alikes and to search potential sources is design. The solution is based on a multiresolution technique to textural parameters estimation and on an adaptive thresholding. Performance using a SAR image acquired by PAZ belonging to a measurement campaign near Canary Islands.*

Keywords: *SAR, PAZ, oil slicks detection.*

1. INTRODUCCIÓN

Los derrames de crudo en alta mar se han convertido en uno de los mayores desastres medioambientales causando alteraciones sobre el ecosistema marino y costero. En los últimos 50 años se han producido al menos 130 vertidos graves provocados por accidentes en barcos petroleros y plataformas de extracción (REMPEC, 2017). Frente a accidentes de esta naturaleza lo más importante es tomar decisiones y actuar con la mayor celeridad posible para minimizar el impacto nocivo de la polución.

Actualmente, se utilizan sensores satelitales de Observación de la Tierra para monitorizar la superficie terrestre y obtener información como por ejemplo la presencia de vertidos de hidrocarburos. Este trabajo se centra en la explotación de datos adquiridos por sistemas SAR (*Synthetic Aperture Radar*) capaces de proporcionar imágenes de alta resolución sobre grandes áreas de iluminación ante cualquier condición lumínica y climatológica (Curlander et al., 1991). El satélite PAZ, lanzado en febrero de 2018, proporciona las primeras capacidades nacionales de un sistema SAR de visión lateral en banda X operado y explotado por Hisdesat capaz de tomar más de 100 imágenes diarias de hasta un metro de resolución. Una de las prioridades de Hisdesat para la misión PAZ es el desarrollo de aplicaciones marítimas para reforzar el control de las aguas territoriales y su validación con una campaña de medidas adquiridas en aguas del área *Search And Rescue*, responsabilidad de España y próximas a las Islas Canarias (Figura 1). En este caso, se utilizará sólo una imagen con derrames para tareas de validación.

El proceso contaminante se caracteriza por la propagación del derrame a la superficie y su extensión en función de las condiciones climatológicas. En imágenes SAR, las manchas de petróleo pueden ser detectadas como áreas oscuras de baja reflectividad. Sin embargo, hay más posibles causas de estas zonas oscuras: "sopa" de cristales de hielo (*Grease ice*), bajo viento (menor a 2-3 m/s), proliferación de algas, precipitaciones, marea interna, filtraciones naturales, sombras, … (Pisano et al., 2016). Por ello, el esquema de procesado suele estar compuesto por varias etapas: detección de formaciones oscuras, extracción de características, discriminación de falsas alarmas y clasificación. Es un esquema secuencial en el que la primera etapa es fundamental porque si un área oscura no es declarada desde el principio no será detectada en posteriores etapas. Se han propuesto en la literatura diferentes soluciones detectoras automáticas, siendo las técnicas de umbralizado la aproximación más utilizada: mientras en

(Chang et al., 2008) se estima un umbral global para toda la imagen, en (Solberg et al., 2007; Li et al., 2016) se propone un umbral adaptativo basado en estadísticos locales estimados en una ventana deslizante que recorre toda la imagen. Las capacidades detectoras de estas técnicas adaptativas implementadas a nivel de píxel dependen fuertemente del inherente ruido impulsivo de los datos SAR.



***Figura1**.Área Search And Rescue de la campaña de imágenes SAR de evaluación adquiridas por PAZ.*

La aplicación de procesado automática que se presenta en esta contribución propone fusionar las detecciones de vertidos de petróleo y de embarcaciones para facilitar el seguimiento de accidentes de contaminación. La solución se basa en un detector de formaciones oscuras, una etapa de discriminación de falsos positivos y la fusión con la detección de embarcaciones. Los resultados obtenidos confirman la capacidad autónoma para detectar de forma temprana, monitorizar y caracterizar morfológicamente los derrames de crudo.

2. DETECTOR DE FORMACIONES OSCURAS

Para obtener una imagen SAR segmentada que identifique con precisión las manchas oscuras, se han implementado dos etapas.

2.1. Búsqueda de zonas no homogéneas

La forma de intuir la presencia de una formación oscura en una zona marina se puede basar en detectar alteraciones en la textura de los datos SAR vecinos. La metodología considerada utiliza una ventana deslizante en la que se estiman parámetros texturales de forma local y también para diferentes escalas o resoluciones. La consideración de una técnica multirresolución permite mejorar la caracterización textural de la imagen SAR. El parámetro usado es la relación $PMR_P=\sigma/\mu$ (*Power-to-Mean Ratio*) utilizado en datos SAR (Solberg, A.H.S. et al., 2007) (Brekke et al., 2008), donde σ y μ son la desviación típica y el valor medio de las muestras de amplitud en un bloque compuesto por P filas y P columnas. Un valor pequeño de PMR_P está asociado a una zona homogénea de poca varianza y valor medio alto, es decir, una zona donde no se espera encontrar manchas oscuras. Por tanto, aquellos bloques con PMR_P mayor que el valor medio de toda la imagen ($\overline{PMR_P}$) serán declarados como zona de búsqueda.

2.2. Umbralizado adaptativo

La estimación del umbral se sustenta en asumir un modelo estadístico que se ajuste a las variaciones de amplitud de los retornos asociados a la interferencia provocada por el estado del mar. El modelo más utilizado para datos SAR marinos de alta resolución se basa en una distribución de cola larga, la distribución Gamma generalizada (Ao et al., 2018). La función de distribución de este modelo (1) depende de k, σ y ν que son los parámetros de forma, escala y potencia respectivamente.

$$f(x)=\frac{|\nu|k^k}{\sigma\Gamma}\left(\frac{x}{\sigma}\right)^{k\nu-1}e^{-k\left(\frac{x}{\sigma}\right)^{\nu}} \quad (1)$$

Para estimar estos parámetros se utiliza una ventana deslizante cuyo tamaño es una solución de compromiso que controla el error de estimación de los parámetros y mantiene la capacidad de caracterizar localmente el estado del mar. En cada ventana, se eliminan los puntos brillantes, asociados principalmente a la presencia de embarcaciones, y se procede a la estimación de umbrales adaptativos en función de los requisitos de probabilidad de falsa alarma (P_{FA}). En este trabajo, se propone establecer un objetivo de P_{FA} dependiente del análisis de multirresolución realizado en la etapa anterior, es decir, para cada ventana local se estima un umbral asociado a una P_{FA}^{P} prefijada para cada tamaño $P\times P$ de bloque considerado y que sólo se aplicará a los bloques no homogéneos de ese mismo tamaño. Esta metodología presenta cierta robusteza frente al ruido impulsivo: por un lado las manchas oscuras grandes presentes en bloques con un valor de P también elevado presentan un moteado en su interior que puede conducir a una detección granulada que podría ser solventada relajando los requisitos de falsa alarma; sin embargo las manchas pequeñas estarán presentes en bloques con un valor de P pequeño donde hay que evitar detecciones aisladas que puedan deformar el vertido real utilizando valores de P_{FA} más restrictivos.

3. DISCRIMINACIÓN Y CORRELACIÓN CON FUENTES POTENCIALES

Los clasificadores que deciden si una mancha oscura es o no un vertido se basan en las características morfológicas, texturales, de contraste, estadísticas y de localización extraídas de las manchas detectadas. Tras la etapa de detección a nivel de píxel se implementan operaciones morfológicas que favorezcan la conexión y la segmentación final de la imagen. Como este trabajo se centra únicamente en una etapa de discriminación, sólo se han usado los valores de *PMR* calculado con los píxeles de la mancha y los valores de contraste medio local (*MC*, *mean contrast* o relación entre el valor medio de gris de la mancha y el valor medio de los píxeles vecinos), para eliminar falsos positivos. El margen de valores de *PMR* y *MC* asociados a manchas oscuras candidatas a ser vertidos depende de la calibración del sensor y de la banda de trabajo (Brekke et al., 2008).

Para aumentar la fiabilidad de la detección se incorpora información de embarcaciones detectadas sobre la imagen SAR para buscar fuentes potenciales de la polución declarada. Esta información se obtiene a partir de los propios datos SAR tras aplicar un procesado desarrollado por la Universidad de Alcalá descrito en (Mata-Moya et al., 2017). El resultado final son datos georreferenciados con información relevante de las detecciones resultantes

obtenidas cumpliendo el requisito casi en tiempo real definido por la EMSA fijando en 30 minutos como el periodo de latencia máximo desde la adquisición de datos SAR de alta y media resolución hasta la generación de datos de detección de vertidos (Mata-Moya et al., 2017).

4. RESULTADOS

4.1. Imagen PAZ de validación

Hisdesat ha diseñado una campaña de adquisición de imágenes SAR en zonas marítimo-costeras con un objetivo doble: 1) por un lado la validación de las capacidades de la aplicaciones marítimas desarrolladas, en este caso, dedicada a la detección y clasificación de vertidos de petróleo y 2) probar las capacidades de la operación del satélite para cubrir una amplia zona marítima (de 10^6 km^2) en diversos ciclos, y que aprovechan cada paso de satélite para adquirir el mayor número posible de tomas dentro de la zona de interés.

La campaña de datos abarca desde el 16 de noviembre de 2018 hasta el 10 de abril de 2019. En total se adquirieron un total de 540 escenas con 22 de ellas presentando manchas sospechosas (Figura 2). Para la realización de esta campaña se seleccionó el modo Scansar como el más adecuado, ya que combina una gran cobertura (100 km×150 km) con resoluciones medias que permiten la detección de manchas de un relativo gran tamaño (de más 300 m^2). Además, para las adquisiciones se seleccionaron haces de *full performance* de polarización vertical (VV) y se procesaron como RE (*Radiometrically Enhanced*) que tienen la mayor resolución radiométrica. En concreto, por motivos de espacio, se ha seleccionado sólo una imagen adquirida el 9 de diciembre de 2018 en la costa de Nuadibú, Mauritania (Figura 6).

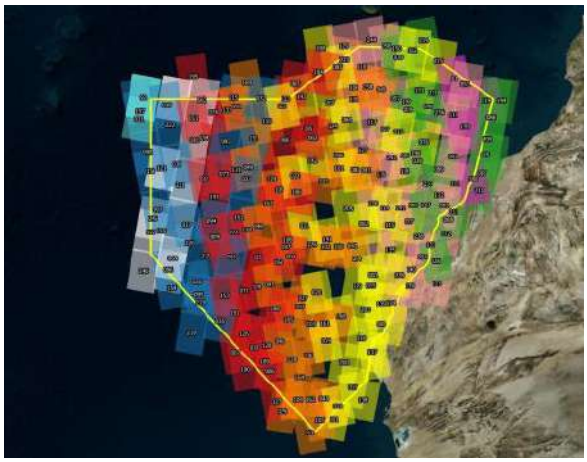


***Figura 2**. Imágenes SAR de la campaña de validación.*

4.2. Capacidades del detector de fuentes potenciales de polución

Tras aplicar el esquema de procesado detallado en la Figura 3 basado en estimaciones locales y un umbralizado adaptativo con requisitos multiescala de falsa alarma, se han detectado 55 manchas oscuras en la imagen SAR de test (Figura 4).

Estimando parámetros de interés sobre las manchas (*MC* y *PMR*) se puede discernir preliminarmente entre manchas candidatas a ser vertidos y manchas oscuras de origen diverso. Los criterios establecidos, $0{,}58 < PMR < 0{,}91$ y $0{,}22 < MC < 0{,}82$, se basan en estudios realizados sobre las 22 imágenes PAZ de la campaña de validación que contienen vertidos. La Figura 4 muestra las 55 manchas detectadas resaltando en rojo las 16 que son candidatas a ser causadas por polución.

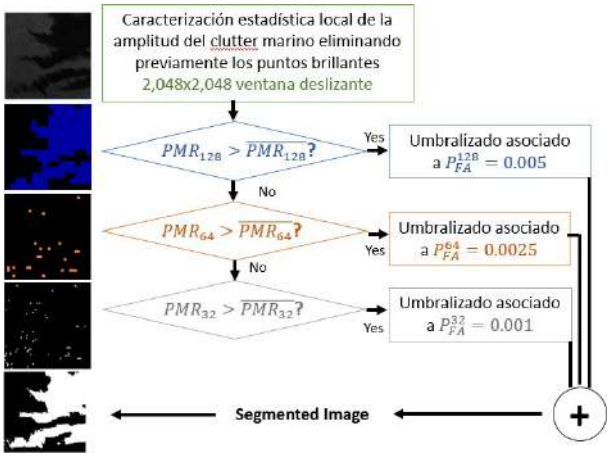


***Figura 3**. Esquema de procesado del detector de manchas oscuras.*

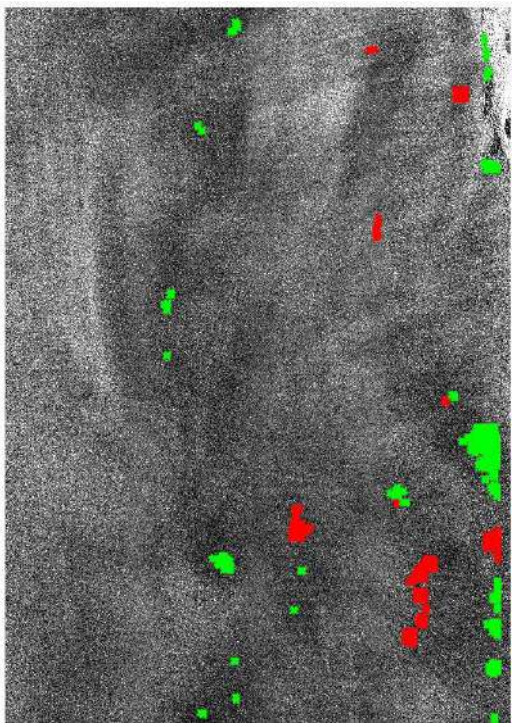


***Figura 4**. Discriminación de las manchas oscuras detectadas en la imagen SAR.*

Utilizando el esquema de procesado descrito en (Mata-Moya et al., 2017) se han detectado las embarcaciones presentes en la imagen y se han buscado aquellos que están a una distancia lo suficientemente próxima a los vertidos como para ser considerados posibles causantes. En la Figura 5 se muestran los 20 barcos detectados junto con los derrames clasificados. Las detecciones de las dos fuentes potenciales de polución junto al resto de derrames se georreferencian en la Figura 6.

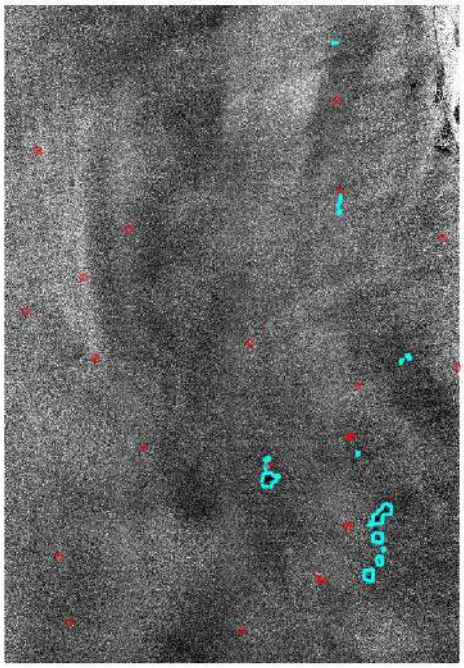


***Figura 5**. Embarcaciones y vertidos detectados en la imagen SAR.*

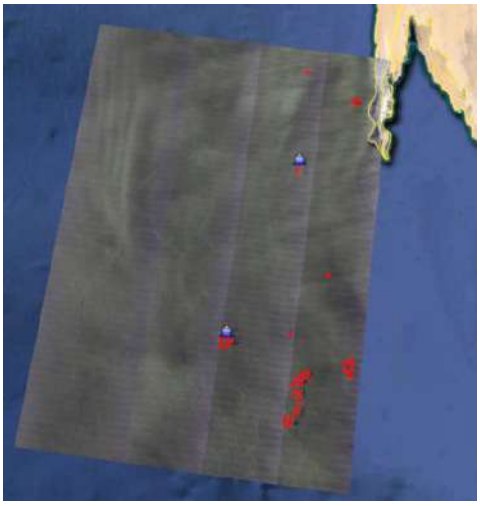


***Figura 6**. Resultado georreferenciado de la detección de vertidos y sus posibles fuentes.*

5. CONCLUSIONES

Dada la importancia de la detección temprana de derrames de hidrocarburos para la toma de decisiones que minimicen el impacto medioambiental, se ha diseño una herramienta de procesado automática capaz de explotar la información y la semántica de las imágenes SAR adquiridas por el sensor PAZ. La misión PAZ proporciona las primeras capacidades nacionales de observación de la Tierra cubriendo grandes áreas de iluminación independientemente de las condiciones lumínicas y climatológicas. En esta línea, Hisdesat encargó al Departamento de Teoría de la Señal y Comunicaciones de la Universidad de Alcalá el desarrollo de un detector y clasificador de manchas de petróleo capaz de fusionar los resultados con embarcaciones presentes para detectar fuentes potenciales de polución.

La solución propuesta estima parámetros texturales (PMR_P) de forma local a diferentes escalas para determinar el área limitada dónde se aplica un umbral adaptativo con requisitos multiescala de falsa alarma. A partir de la extracción de características (*MC* y *PMR*) de las manchas declaradas, se aplica una etapa discriminadora de falsos positivos y se buscan fuentes potenciales por proximidad que hayan generado los derrames analizados.

Los algoritmos han sido evaluados con una imagen SAR adquirida por PAZ dentro de una campaña de medidas en aguas próximas a las Islas Canarias confirmando sus capacidades de detección temprana. En futuros trabajos se pretende incorporar nueva información como datos de viento históricos e instantáneos para favorecer la clasificación y seguimiento de vertidos de petróleo. Para incorporar toda la información contextual se planteará el uso de soluciones basadas en inteligencia artificial.

6. BIBLIOGRAFÍA

Ao, W., Xu, F., Li, Y., Wang, H. 2018. Detection and discrimination of ship targets in complex background from spaceborne alos-2 SAR images. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 11 (2),536-550.

Brekke, C., Solberg, A.H.S. 2008. Classifiers and Confidence Estimation for Oil Spill Detection in ENVISAT ASAR Images. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters, 5,65-69.

Chang, L. et al., 2008. A region-based GLRT detection of oil spills in SAR images. Pattern Recognition Letters, 29 (14),1915-1923.

Curlander, J.C., McDonough, R.N. 1991 Synthetic Aperture Radar: Systems and Signal Processing. Wiley- Interscience.

Li, X.M., Jia, T., Velotto, D. 2016. Spatial and temporal variations of oil spills in the North Sea observed by the satellite constellation of TerrasarX and tandem. IEEE Jour. of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 9(11), 4941-4947.

Mata-Moya, D., Jarabo-Amores, M.P., Benito-Ortiz, M.C., Gallego-Reina, G., Moreno-Burgos, V., Cerezo, F., Cicuéndez-Pérez, J.I. 2017. Una respuesta operativa a los requisitos EMSA para la detección de embarcaciones sobre imágenes SAR y correlación con datos AIS. In Teledetección: Nuevas plataformas y sensores aplicados a la gestión del agua, la agricultura y el medio ambiente. XVII Congreso de la Asociación Española de Teledetección, pp.391-394.

Pisano, A. et al., 2016. An oceanographic survey for oil spill monitoring and model forecasting validation using remote sensing and in situ data in the mediterranean sea. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 133, 132-145.

REMPEC 2017. Reports by year. http://www.rempec.org/

Solberg, A.H.S. et al., 2007. Oil spill detection in radarsat and envisat SAR images. IEEE Trans. on Geoscience and Remote Sensing, 45 (3),746-755.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 391-394. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Sentinel-3A SRAL: un avance para la altimetría costera. Validación en las costas de la península ibérica

Aldarias, A.[(1)], Gómez-Enri, J.[(1)], Laiz, I.[(1)], Tejedor, B.[(1)], Vignudelli, S.[(2)], Cipollini, P.[(3)]
[(1)] Universidad de Cádiz. Puerto Real, Cádiz, España. anaisabel.aldarias@uca.es
[(2)] Institute of Biophysics, National Research Council. Pisa, Italia.
[(3)] ESA Climate Office. Oxfordshire, Reino Unido.

Resumen: Se presenta un estudio de validación con dos años y medio de datos altimétricos de Sentinel-3A SRAL a la frecuencia de muestreo de 80 Hz (resolución espacial a lo largo de la traza de ~85 m entre dos medidas consecutivas). Los datos de este altímetro se han obtenido del servidor GPOD (https://gpod.eo.esa.int/) para las tres áreas de estudio: Huelva (golfo de Cádiz), Barcelona (Mar Mediterráneo occidental) y Bilbao (golfo de Vizcaya). Se han seleccionado dos trazas en cada zona de estudio, una ascendente y otra descendente. La validación se ha realizado utilizando medidas *in situ*, proporcionadas por Puertos del Estado (http://www.puertos.es), de tres mareógrafos radar situados en los puertos de cada zona mencionada. La variable de estudio ha sido la Anomalía del Nivel del Mar. Se ha trabajado con series temporales construidas con las correcciones disponibles en GPOD a excepción de la corrección del estado del mar, que se ha sustituido por el 5% de altura significante de ola como primera aproximación. Se han utilizado dos parámetros estadísticos: el error cuadrático medio (rmse) y el coeficiente de correlación de Pearson (r). En el segmento 5-20 km, respecto a la línea de costa, se obtuvieron rmse de 6-8 cm y coeficientes de correlación de 0,8 en todos los casos.

Palabras clave: altimetría costera, Sentinel-3A, SRAL, validación, anomalía del nivel del mar, mareógrafos.

Sentinel-3A SRAL: a step forward for coastal altimetry. Validation along the Iberian Peninsula coasts

Abstract: *A validation study of about 2.5 years of altimetric data of Sentinel-3A SRAL (S3A) is presented at the sampling frequency of 80 Hz (along-track spatial resolution of ~ 85 m between two consecutive measurements). The S3A data were obtained from the GPOD service (https://gpod.eo.esa.int/) at three study areas: Huelva (Gulf of Cadiz), Barcelona (Western Mediterranean Sea) and Bilbao (Bay of Biscay). Two tracks were selected in each study area, one ascending and one descending. These data were validated using in situ measurements provided by Puertos del Estado (http://www.puertos.es), from three radar tide gauges located in the harbours of the three locations. The parameter analysed was the Sea Level Anomaly. The time series were obtained using the corrections available in GPOD, with the exception of the sea state bias correction (SSB). The SSB was approximated to the 5% of significant wave height. The validation was carried out using two statistical parameters, the mean square error (rmse) and the Pearson correlation coefficient (r). In the 5-20 km segment, with respect to the coastline, the results were 6-8 cm (rmse) and 0.8 (r) for all the tracks.*

Keywords: *coastal altimetry, Sentinel-3A, SRAL, validation, sea level anomaly, tide gauges.*

1. INTRODUCCIÓN

Los radares altimétricos a bordo de satélites son una herramienta útil para el estudio de los océanos que han alcanzado su pleno desarrollo en los últimos años. En la última década la altimetría ha afrontado un gran desafío: mejorar la calidad de los datos en las zonas costeras. Para llevarlo a cabo se han encontrado dos problemas fundamentales. Por un lado, el alto nivel de incertidumbre asociado a la estimación de las variables geofísicas (nivel del mar, altura de la ola y velocidad del viento en superficie), a partir del procesamiento de la señal de retorno del radar (*retracking*), en parte debido a la proximidad a la tierra de la medida. Por otro lado, la calidad de algunas correcciones geofísicas aplicadas para obtener la estimación del nivel del mar (corrección troposférica húmeda, corrección de la marea y estado del mar) (Brown, 2013; Fernandes *et al.,* 2013, 2016; Fenoglio-Marc *et al.,* 2015; Gómez-Enri *et al*., 2016, 2018; Passaro *et al*., 2016, 2018; Dinardo *et al*., 2018).

La altimetría convencional genera un producto estándar a 1 Hz, aunque ya hay otros productos a 10, 20, 40 y 80 Hz. Birol y Delebecque (2014) realizaron un estudio de validación de datos de altimetría de Anomalía del Nivel del Mar (SLA por sus siglas en inglés) en la costa noroccidental del Mar Mediterráneo utilizando datos de diferentes mareógrafos. Los datos de altimetría utilizados fueron de Topex / Poseidon, Jason-1 y Jason-2, en el segmento 0-30 km. En el caso de Jason-1, se obtuvieron valores del coeficiente de correlación de Pearson (r) de 0,70-0,76 (1 Hz) y 0,73-0,80 (20 Hz), mientras que para Jason-2 los valores fueron 0,69-0,79 (1 Hz) y 0,72-0,82 (20 Hz). Estos resultados indican un incremento en la calidad y el número de datos disponibles al aumentar la resolución espacial a lo largo de la traza (20 Hz) en zonas costeras.

Un gran avance para la altimetría fue el lanzamiento de SARAL/AltiKa. Este altímetro trabaja en la banda Ka, con una huella más reducida respecto a los altímetros en banda Ku (Bonnefond *et al.* 2018). Gómez-Enri *et al.* (2018), analizando series temporales de SLA a partir de SARAL/ALtiKa (20 Hz) en Huelva, observaron que los valores de error cuadrático medio (rmse) resultantes de

la validación con datos *in situ*, aumentaban al aproximarse a costa (35,5 – 5,0 cm en el segmento 5-20 km; 57,0 – 35,4 cm en el 0-5 km). Anteriormente, Gómez-Enri *et al.* (2016) analizaron las series temporales de SLA a 40 Hz en el estrecho de Gibraltar, obteniendo valores de rmse entre 8-10 cm en los primeros 30 km respecto a la costa.

Misiones más recientes, como CryoSat-2 funcionando en modo SAR (radar de apertura sintética), han permitido avances significativos en la calidad de los datos altimétricos cerca de la costa (Gommenginger *et al.,* 2014; Fenoglio-Marc *et al.,* 2015; Passaro *et al*., 2016; Dinardo *et al.,* 2018). La validación de CryoSat-2 a 20 Hz, realizada por Dinardo *et al*. (2018) utilizando mareógrafos en la bahía Alemana del mar Báltico occidental, evidencia que el modo SAR en zonas costeras genera productos de mejor calidad que los del modo convencional (PLRM). Los autores obtuvieron valores de stdd (desviación estándar de la diferencia) de 4,4 cm y una correlación de 0,96 en el segmento 0-10 km con respecto a la costa. Otros autores como Gómez-Enri *et al.* (2018), obtuvieron valores de rmse entre 6,4-8,5 cm en Huelva (golfo de Cádiz) a lo largo del tramo de traza 5-20 km respecto a la costa.

El objetivo de este trabajo es validar las series temporales de SLA de Sentinel-3A SRAL (S3A) en modo SAR a lo largo de los primeros 20 km de traza respecto a la costa. Para este estudio se han seleccionado tres zonas de la península ibérica con diferentes condiciones mareales e hidrodinámicas: Huelva (golfo de Cádiz), Barcelona (cuenca occidental del Mediterráneo) y golfo de Vizcaya (Bilbao).

Se han procesado las dos trazas, una ascendente y otra descendente, más próximas al mareógrafo de cada una de las zonas de estudio (Figura 1).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Datos altimétricos

Se ha trabajado con datos de S3A, satélite que forma parte del Programa de Observación de la Tierra Copernicus, de la Comisión Europea. Se ha utilizado el servidor de datos GPOD (*Grid Porcessing On Demand*) SARvatore (*SAR versatile altimetric toolkit for ocean research and explitation*) de la Agencia Espacial Europea (disponible en https://gpod.eo.esa.int/). El procesamiento seguido puede consultarse en Dinardo (2013).

S3A lleva en órbita desde febrero de 2016 con una resolución temporal de 27 días. Se han analizado los datos desde junio de 2016 hasta noviembre del 2018 (32 ciclos), utilizando la mayor frecuencia de muestreo a lo largo de la traza: 80 Hz (equivalente a ~85 metros de distancia entre dos medidas consecutivas).

2.2. Datos *in situ*

Se han utilizado datos del nivel de mar con un intervalo de muestreo de 5 minutos, provenientes de mareógrafos radar de la Red de Mareógrafos (REDMAR) de Puertos del Estado (http://www.puertos.es), situados en el puerto de cada zona de estudio. Estos datos han pasado un control de calidad previo (Pérez *et al*. 2013).

2.3. Metodología

Las series temporales de altímetro y mareógrafos han sido construidas utilizando las ecuaciones 1 y 2, respectivamente. Se ha eliminado la media temporal de cada una de las series y se ha aplicado un filtro que elimina los valores fuera del rango [–1,5 1,5] m y aquellos superiores/inferiores a tres veces la desviación estándar de la media. Finalmente, en el caso del altímetro se han eliminado los valores negativos de altura significante de ola (SWH). También se han eliminado aquellas medidas con valores de oleaje mayores de 8 m, ya que no se corresponden con oleajes reales, según los datos tomados por las boyas de oleaje de Puertos del Estado (http://www.puertos.es).

$$\text{S3A_SLA} = Orb - Dist\text{-}GeoCorr - DCorr\text{-}NMM \quad (1)$$

donde *Orb* es la distancia entre el centro de masas del satélite y la superficie de referencia (elipsoide WGS84); *Dist* es la distancia entre el instrumento y la superficie observada; *GeoCorr* son las correcciones geofísicas que incluyen la marea, el estado del mar (ver 3.1), y la corrección atmosférica, que en este caso no se ha aplicado; *DCorr* hace referencia a las correcciones a la distancia, incluyen el efecto de la troposfera, húmeda y seca, y la ionosfera; *NMM* es la superficie media del nivel del mar. Los detalles de cada una de las correcciones se especifican en Aldarias *et al.* (en prep.).

$$\text{TG_SLA} = NM - PM \quad (2)$$

siendo *NM* el dato de nivel del mar proporcionado por Puertos del Estado y *PM* la predicción de marea realizada a partir de un análisis harmónico clásico (Pawlowicz *et al.,* 2002).

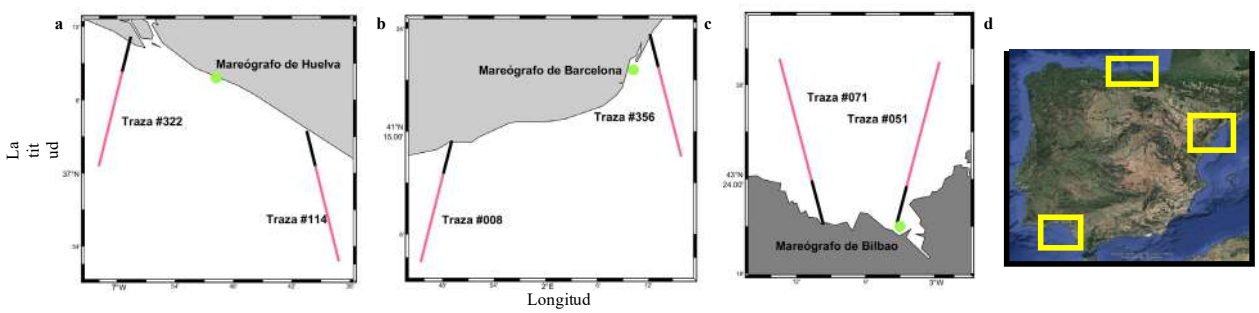


Figura 1. *Zonas de estudio: (a) Huelva, (b) Barcelona, (c) Bilbao. Segmentos de traza 5-20 km (negro) y 0-5 km (rojo). Puntos azules: mareógrafos radar.*

3. RESULTADOS

3.1. Corrección del estado del mar

La corrección correspondiente al estado del mar (SSB, por sus siglas en inglés) no está disponible en el servicio GPOD, por lo que se ha sustituido por un porcentaje de SWH. Para determinar el% a utilizar se ha calculado el rmse resultante de la comparación entre S3A_SLA y TG_SLA al aplicar valores de SSB de entre 0% y 10% de SWH. Los menores rmse en todas las trazas se han observado al usar una corrección que oscila entre 4-7% SWH. Se ha decidido utilizar el 5% de SWH de acuerdo con trabajos previos (Fenoglio-Marc et al., 2015; Gómez-Enri et al. 2018).

3.2. Análisis del número de datos válidos

Se ha analizado el porcentaje de datos válidos (DV), es decir aquellos que han pasado el control de calidad, en el segmento 0-20 km (Figura 2).

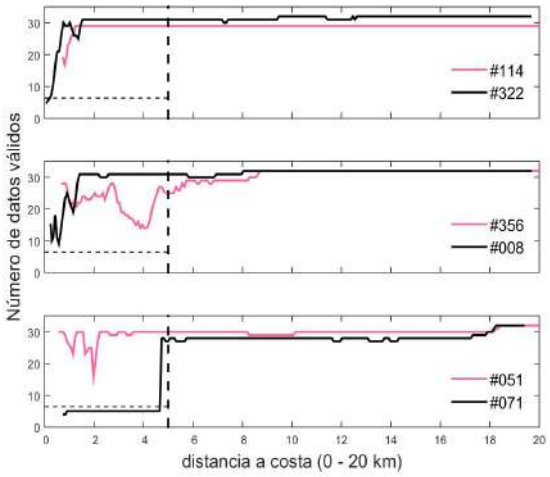


***Figura 2**. Número de datos válidos en el tramo 0-20 km de cada traza. OT: océano-tierra. TO: tierra-océano.*

En Huelva, el número de DV es de 32 en la traza #322 y 29 en la #114 (3 ciclos menos debido a la falta de datos de la corrección de marea en equilibrio oceánico), en el segmento 2-20 km. Esto mismo ocurre en las trazas #008 (Barcelona) y #051 (Bilbao). En la traza #356 (Barcelona) hay una reducción del% DV en el segmento 0-5 km, y en la #071 no se alcanza el 20% mínimo de DV para hacer el procesamiento en dicho segmento.

3.3. Validación S3A-SRAL

Una vez corregidas las series temporales, se han comparado utilizando dos parámetros estadísticos: r y rmse (Tabla 1).

***Tabla 1**. Resultados de la validación de S3A.*

		0-5 km			5-20 km		
Zona	Traza	rmse	r	IC	rmse	r	IC
HU	#114	14,2	0,6	95,5	6,4	0,8	100
	#322	16,4	0,6	92,1	6,0	0,8	100
BA	#356	29,0	0,2	67,0	6,1	0,8	100
	#008	12,3	0,7	98,5	6,0	0,8	100
BI	#051	20,2	0,5	90,5	7,8	0,8	99,9
	#071	--	--	--	8,2	0,7	99,8

Dado que en los primeros 5 km de franja costera los resultados empeoran (Tabla 1, Fig. 2) se ha decidido centrar el estudio en el segmento 5-20 km. Se observan resultados similares independientemente de la traza y la zona de estudio, 6-8 cm de rmse y r > 0,8 con un intervalo de confianza > 94%. Los mayores valores de rmse se encuentran en el tramo 5-7 km para las trazas #322, #356, #051 y #071 (Fig. 3).

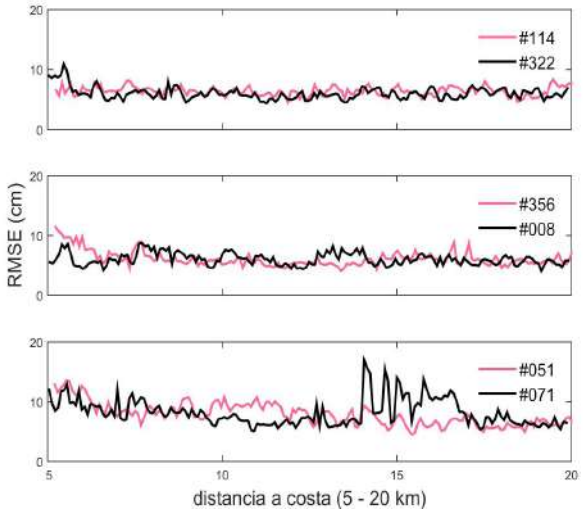


***Figura 3**. Variación del rmse (cm) en el segmento 5-20 km en (a) Huelva (b) Barcelona y (c) Bilbao.*

En el caso de la traza #071, ha sido necesario analizar en detalle el segmento 12-17 km. Se han encontrado valores de SSB negativos causados por valores muy altos de la variable SWH. Se ha observado que esto ocurría concretamente en el ciclo 32 y que si se eliminaba este ciclo el rmse disminuía considerablemente. Un comportamiento similar, aunque menos acusado, se muestra en el segmento 7-14 km de la #008.

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este estudio demuestran que S3A proporciona datos de buena calidad en zonas costeras (franja 5-20 km) a 80 Hz. Los valores promedio están en línea con los obtenidos por otros autores con otros altímetros en distintas zonas costeras (Birol and Delebecque, 2014; Gómez-Enri *et al.,* 2016; 2018; Dinardo *et al.,* 2018).

No obstante, en el segmento 0-5 km no se obtienen resultados de suficiente calidad por lo que es necesario realizar una investigación más profunda de los factores que pueden provocar que los valores de rmse se dupliquen o incluso tripliquen, respecto al segmento 5-20 km. Entre estos factores se incluyen la transición de las trazas, océano-tierra o tierra-océano; la orientación de la traza respecto a la costa; y la topografía de la costa en el área próxima al paso de las trazas del S3A.

5. BIBLIOGRAFÍA

Aldarias, A., Gómez-Enri, J., Laiz, I., Tejedor, B., Vignudelli, S., Cipollini, P. (En preparación).

Birol, F., Delebecque, C. 2014. Using high sampling rate (10/20 Hz) altimeter data for the observation of coastal surface currents: A case study over the northwestern Mediterranean Sea. Journal of Marine Systems, 129, 318-333.

Bonnefond, P., Verron, J., Aublanc, J., Babu, K., Bergé-Nguyen, M., Cancet, M, Chaudhary, A., Crétaux, J., Frappart, F., Haines, B., Laurain, O, Ollivier, A., Poisson, J., Prandi, P., Sharma, R., Thibaut, P., Watson, C. (2018). The benefits of the Ka-Band as evidenced from the SARAL/AltiKa Altimetric mission: Quality assessment and unique characteristics of AltiKa data. Remote Sensing, 10(1), 83.

Brown, S. 2013. Maintaining the long-term calibration of the Jason-2/OSTM advanced microwave radiometer through intersatellite calibration. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 51(3), 1531–1543.

Dinardo, S., 2013. Guidelines for the SAR (Delay-Doppler) L1b Processing. Paris, France, European Space Agency.

Dinardo, S., Fenoglio-Marc, L., Buchhaupt, C., Becker, M., Scharroo, R., Joana Fernandes, M., Benveniste, J. 2018. Coastal SAR and PLRM altimetry in German Bight and West Baltic Sea. Advances in Space Research, 62(6), 1371–1404.

Fenoglio-Marc, L., Dinardo, S., Scharroo, R., Roland, A., Dutour Sikiric, M., Lucas, B., Becker, M., Benveniste, J., Weiss, R., (2015). The German Bight: a validation of Cryosat-2 altimeter data in SAR mode. Adv. Space Res. 55, 2641–2656.

Fernandes, M.J., Nunes, A.L., Lázaro, C. 2013. Analysis and inter-calibration of wet path delay datasets to compute the wet tropospheric correction for CryoSat-2 over ocean. Remote Sensing, 5(10), 4977-5005.

Fernandes, M.J., Lázaro, C. 2016. GPD+wet tropospheric corrections for CryoSat-2 and GFO altimetry missions. Remote Sensing, 8(10), 1–30.

Gómez-Enri, J., Cipollini, P., Passaro, M., Vignudelli, S., Tejedor, B., Coca, J. 2016. Coastal Altimetry products in the Strait of Gibraltar. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 54(9), 5455-5466.

Gómez-Enri, J., Vignudelli, S., Cipollini, P., Coca, J., González, C.J. 2018. Validation of CryoSat-2 SIRAL sea level data in the eastern continental shelf of the Gulf of Cadiz (Spain). Advances in Space Research, 62(6), 1405-1420.

Gommenginger, C., Martin-Puig, C., Amarouche, L., Raney, K.R. 2014. Review of State of Knowledge for SAR Altimetry Over Ocean. Eumetsat Report.

Passaro, M., Dinardo, S., Quartly, G.D., Snaith, H.N., Benveniste, J., Cipollini, P., Lucas, B. 2016. Cross-calibrating ALES Envisat and CryoSat-2 Delay-Doppler: a coastal altimetry study in the Indonesian Seas. Adv. Space Res. 58, 289–303.

Passaro, M., Nadzir, Z.A., Quartly, G.D. 2018. Improving the precision of sea level data from satellite altimetry with high-frequency and regional sea state bias corrections. Remote Sensing of Environment, 218 (September), 245–254.

Pawlowicz, R., Beardsley, B., Lentz, S. (2002). Classical tidal harmonic analysis including error estimates in MATLAB using T_TIDE. Computers & Geosciences, 28(8), 929-937.

Pérez, B., Álvarez-Fanjul, E., Pérez, S., de Alfonso, M., Vela, J. 2013. Use of tide gauge data in operational oceanography and sea level hazard warning systems. Journal of Operational Oceanography, 6(2), 1-18.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 395-398. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Marine-EO: Copernicus en la monitorización integral del entorno marino

Gómez-Miguel, B.[(1)], Varkitzi, I.[(2)], Martins, A.[(3)], Vieira, F.A.L.[(3)], Silva, S.[(4)], Rodrigues, S.[(4)], Rizogiannis, C.[(5)], Tagne, U.[(6)], Trypitsidis, A.[(7)], Zurita, R.[(8)], Thomopoulos, S.C.A.[(5)]

[(1)] Dirección General de la Guardia Civil, C/ Guzmán el Bueno 110, Madrid, España. bgmiguel@guardiacivil.es

[(2)] Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Oceanography, 19013 Anavyssos, Attica, Grecia.

[(3)] Fundo Regional para a Ciência e Tecnologia, 9500-326 Ponta Delgada, Azores, Portugal.

[(4)] Directorate General for Maritime Policy, 1495-006 Lisbon, Portugal.

[(5)] National Center for Scientific Research "Demokritos", Institute of Informatics and Telecommunications, Integrated Systems Laboratory, 15310 Aghia Paraskevi, Attika, Grecia.

[(6)] Norwegian Coastal Administration, 5523 Haugesund, Noruega.

[(7)] National Observatory of Athens, Institute for Astronomy & Astrophysics, Space Applications and Remote Sensing, 15236 Penteli, Attica, Grecia.

[(8)] European Union Satellite Centre, 28850 Madrid, España.

Resumen: El proyecto Marine-EO (www.marine-eo.eu) es una compra pública pre-comercial (PCP) subvencionada por la REA dentro del programa H2020. Los socios han establecido los requisitos para la licitación del desarrollo plataformas de servicios de I+D de observación de la Tierra adaptados a sus necesidades. Los servicios se organizan en dos lotes SATOCEAN, para monitorización marina y SATSURVELLANCE, para vigilancia y seguridad. Se presenta la estrategia de validación. Ésta ser organiza entorno a la identificación de 4 aspectos fundamentales. Para cada aspecto, se identifican Áreas Clave (KPA) e Indicadores Clave (KPI) que van a ser la base de la validación operacional. Se exponen varios ejemplos de aplicación de la estrategia que faciliten la comprensión del trabajo realizado.

Palabras clave: Copernicus, extracción de información, PCP, validación operacional.

Marine-EO: Copernicus for an integral maritime environment monitoring

Abstract: *Marine-EO project (www.marine-eo.eu) is a H2020 pre-commercial procurement (PCP) granted by REA. The consortium has generated a specification for platforms intended to provide Earth Observation R&D services matching their needs. The specification is the technical documentation in a call for tenders. There are two lots, SATOCEAN for marine monitorization purposes, and SATSURVEILLANCE for surveillance and security at sea. The validation strategy is presented. Four fundamental aspects per service are considered. Key Parameter Areas (KPA) and Key Performance Indicators (KPI) per aspect and service are identified. This schema is the base of the operational validation. Some examples are presented to facilitate the understanding of the job already done.*

Keywords: *Copernicus, information extraction, PCP, operational validation.*

1. INTRODUCCIÓN

El uso de la teledetección está plenamente introducido en los procesos de trabajo de las administraciones públicas. En este momento, el punto crucial es obtener el máximo rendimiento a través de desarrollos adaptados a sus necesidades, tanto en lo que se refiere a prestaciones funcionales como operacionales.

El Programa Copernicus de la Comisión Europea (Portal de Copernicus), en colaboración con la ESA (ESA), fomenta el desarrollo y la transferencia de tecnologías de observación de la Tierra a todos los ámbitos de la sociedad, haciendo especial hincapié en el de las autoridades públicas (Foro de usuarios).

El proyecto "Marine-EO puente de innovación en observación de la Tierra y servicios basados en Copernicus para vigilancia integral del entorno marino y seguridad" (Marine-EO) obtuvo financiación de H2020 dentro de la llamada de espacio EO-2-2016. Dentro del proyecto se licitan desarrollos innovadores adaptados a sus necesidades, basados en los servicios ya disponibles y en el porfolio de Copernicus (Portal de Copernicus) (Datos).

El instrumento de financiación del proyecto es la compra pública pre-comercial (PCP). En este marco, las autoridades preparan un grupo de requisitos basados en sus necesidades, licitan su implementación y se encargan de validar operacionalmente los resultados. La licitación se asigna a varios proveedores que hacen sus desarrollos en tres fases: diseño, prototipado y solución final. Los desarrollos son competitivos por fases, esto es, se evalúan los diseños y se decide cuáles pasan a la siguiente fase. Lo mismo se hace para los prototipos, de modo que sólo los proveedores mejor calificados pasan a implementar una solución final. Finalmente, estas soluciones finales (productos) son validados por las autoridades. En este momento se están desarrollando los prototipos.

En este artículo se presenta el proyecto, y se describe el trabajo de los usuarios en el mismo (Stelios et al., 2018; Varkitzi et al., 2018): las necesidades establecidas, la estrategia de validación planteada y la planificación de la validación operacional.

2. EL PROYECTO MARINE-EO

El proyecto centra sus objetivos la creación de plataformas para la provisión de dos grupos de servicios. Un grupo para la monitorización marina denominado SATOCEAN y otro, enfocado a vigilancia y seguridad, llamado SATSURVEILLANCE.

SATOCEAN proporcionará información de: variabilidad en tiempo y espacio, áreas de mejor probabilidad de pesca, ubicación de explotaciones piscícolas, calidad del agua y extensión del hielo para navegación segura. Los servicios se harán a partir de datos Sentinel, principalmente, y se desplegarán en el Mediterráneo, el Atlántico y el Ártico. Se han identificado 3 casos de uso: i) Estado medioambiental marino en puntos calientes (golfos y áreas marítimas protegidas), ii) Detección de amenazas en explotaciones y iii) detección de barcos e icebergs en el Ártico.

SATSURVEILLANCE está encaminado a vigilancia en zonas costeras y marinas. Se trata de detectar e identificar elementos, así como monitorizar y evaluar cambios en las zonas seleccionadas y, si es el caso, analizar comportamientos. La vigilancia está asociada al manejo de anomalías y alertas que deben ser tratadas y servir para posteriores planificaciones de adquisiciones de datos. En este campo, se han definido dos servicios i) Monitorización de actividad inusual/irregular alrededor de una infraestructura crítica y ii) Detección de cambios optimizada.

Además, las plataformas deben proporcionar una capa de servicios de soporte. Estos servicios proporcionarán capacidades de solicitud de servicios, entrega y visualización. Deben manejar productos de diferentes misiones y sensores ópticos y radar de diferentes resoluciones (Datos). De la misma forma, son el interfaz externo para todos los tipos de datos auxiliares que se manejan (meteorología, corrientes, AIS, servicios de Copernicus, mapas, etc).

El consorcio que forma Marine-EO está formado por 5 autoridades públicas con capacidad de compra pública y 4 centros de investigación. Esta combinación ha permitido, a los usuarios compradores, la identificación de necesidades de usuario, la generación de unos requisitos técnicos y la definición de una validación operacional con el soporte de los centros de investigación expertos en materias tecnológicas.

Las autoridades públicas son: *Direcao-Geral De Politica Do Mar* (DGPM) – Portugal, Guardia Civil – España, *Hellenic Centre For Marine Research* – Grecia, *Fundo Regional Para A Ciencia E Tecnologia* – Portugal y *Kystverket Vest* – Noruega. Por otro lado, por centros tecnológicos que actúan como asesores: *National Center For Scientific Research "Demokritos"* - Grecia, *National Observatory Of Athens* – Grecia, *European Union Satellite Centre* – España, *Norwegian Marine Technology Research Institute* (Sintef) – Noruega. Demokritos es el Coordinador del proyecto y DGPM es el responsable de la contratación.

3. NECESIDADES

Se han identificado necesidades que justifican los desarrollos I+D+i que debe incluir el proyecto.

En el caso de SATOCEAN, se han identificado las siguientes necesidades:

i) Estado medioambiental marino en puntos calientes (golfos y áreas marítimas protegidas). Se busca conseguir servicios que permitan a las autoridades cumplir sus compromisos con la Directiva marco sobre la estrategia marina (2008/56/CE). En estos momentos no se está proveyendo de una solución holística.

ii) Detección de amenazas en explotaciones. Es necesario mejorar los parámetros marinos y la información oceánica disponible y personalizarlos para la identificación de amenazas para las piscifactorías.

iii) Detección de barcos e icebergs en el Ártico. Se requiere mejorar el grado de confianza en detección de barcos frente a icebergs. La información sobre el estado del hielo y los modelos de predicción deben ser más fiables.

En SATSURVEILLANCE, vigilancia marítima, el reto es optimizar:

i) La extracción de características en productos de observación de la Tierra de gran cobertura espacial. Especialmente, aunque no sólo, para los de Sentinel 1 y Sentinel 2 que aseguran continuidad y acceso a los datos gratuito.

ii) Fusión de datos e información heterogéneos para identificar comportamiento anómalos complejos, que permitan manejar anomalías y alertas (Stelios C. A. Thomopoulos S.C.A. et al., 2018), así como hacer estimaciones a corto plazo.

iii) La solicitud y entrega de servicios. Se deben permitir planificaciones, y un análisis de viabilidad para la solicitud de imágenes de observación de la Tierra del porfolio de Copernicus (Datos), tanto de archivo como nuevas adquisiciones. Las entregas deben considerar las necesidades de temporización frente a prestaciones.

Las necesidades han sido detalladas por los usuarios. A partir de estas necesidades detalladas, una especificación técnica y una estrategia de validación han sido generadas. Sobre esta base, se ha hecho una licitación pública (Figura 1). Para cada uno de los lotes, varias empresas han sido seleccionadas para hacer los desarrollos competitivos (Marine-EO).

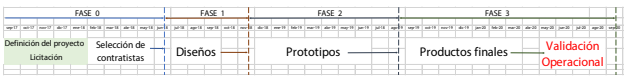


***Figura 1**. Cronograma del proyecto*

4. ESTRATEGIA DE VALIDACIÓN

La validación al final de cada etapa está enfocada a asegurar que los desarrollos estén preparados para las pruebas operativas que harán las autoridades públicas en la fase final (Figura 1). Durante la implementación del proyecto, se establece un plan de monitorización para asegurar que los desarrollos están alineados con las necesidades establecidas.

Se han identificado cuatro aspectos a tener en cuenta para todos los servicios: funcional, operacional, madurez

de los desarrollos y costes. Se trata de cubrir todos los aspectos que afecten al uso de los desarrollos. Técnicamente, se trata de identificar parámetros de prestaciones que permitan organizar las evaluaciones. Se han dividido en áreas de prestaciones clave (KPA) e indicadores de prestaciones clave (KPI) (Roedler et al., 2005). Sobre este esquema, se establecen las medidas que serán la base de la validación operacional. En la tabla 1 se presenta, como ejemplo, las KPAs que se han establecido para SATSURVEILLANCE. Cada una de las entradas de la tabla 1 es un área clave (KPA) que se desglosará en indicadores clave, para su evaluación.

***Tabla 1**. Árbol de KPAs SATSURVEILLANCE.*

Servicio / Aspecto	Monitorización de actividad inusual/ irregular alrededor de una infraestructura crítica	Detección de cambios optimizada	Servicios de soporte
Funcional	Definición del servicio Capacidades de detección Capacidades de análisis de comportamiento Capacidades de cálculo y proyección de localizaciones	Definición del servicio Detección de cambios en puertos Detección de cambios en áreas costeras	HMI-GeoPortal Planificación de la adquisición de datos Petición de usuario Entrega de los productos Gestión de áreas de interés
Operacional	Casos de uso Continuidad del servicio (datos, revisita, etc.) Escenarios	Casos de uso Continuidad del servicio (datos, revisita, etc.) Escenarios	Temporización Monitorización del flujo de trabajo Interfaz de usuario del servicio
Madurez	Interoperabilidad / Incidencias en las pruebas / Recuperación ante fallos		

4.1. Ejemplo de definición de la estrategia

Se va a presentar el servicio de monitorización de actividad inusual/irregular alrededor de una infraestructura para detallar la metodología seguida.

Se parte de un escenario que se define a partir de una "narrativa de operación". Ésta se desarrolla hasta llegar a identificar funcionalidades medibles por los usuarios.

La operación es la vigilancia durante varias semanas del puerto de Málaga. Se establecen, como casos de uso, áreas con necesidades/posibilidades de vigilancia diferentes (ver Figura 2). Variantes de esta narrativa, se considerarán diferentes escenarios.



***Figura 2**. Áreas de monitorización de Málaga*

En el aspecto funcional las KPAs son la definición del servicio, capacidades de detección, de análisis del comportamiento y de estimación de posicionamientos (Tabla 1). Las KPAs se descomponen de KPIs que se evaluarán también en la validación operativa (Tabla 2).

La validación operacional se generará en base a diseños de pruebas que cubran las necesidades de evaluación de acuerdo a este esquema.

***Tabla 2**. Ejemplo de KPIs para las KPAs funcionales establecidas en monitorización de actividad.*

Definición del servicio
Entradas
Adecuación de las entradas para el servicio
Claridad en la dependencia de la selección de entradas
Selección de productos imagen respecto del área de interés
Adecuación de la definición de reglas de comportamiento
Salida
Adecuación de los niveles de salida
Interoperabilidad de las salidas
Gestión del esquema de entregas
Medidas de calidad
Proceso
Adecuación de los algoritmos
Evaluación de prestaciones

Capacidades de detección
Detección de blancos
Parámetros físicos del blanco
Parámetros de movimiento de los blancos
Clasificación de blancos
Identificación de blancos en series temporales
Capacidades de prestaciones frente a los tipos de datos de entrada
Uso de datos de servicios de Copernicus
Capacidades de análisis de comportamiento
Identificación de encuentros
Trayectoria a lo largo de un periodo de tiempo
Identificación de comportamientos repetitivos
Capacidades de prestaciones frente a los tipos de datos de entrada
Capacidades de estimación de posición
Ubicación
Movimiento (vel, dirección)
Estimación de posiciones a intervalos de tiempo
Capacidades de prestaciones frente a los tipos de datos de entrada
Uso de servicios actuales de Copernicus como entradas

5. PLANIFICACIÓN DE LA VALIDACIÓN OPERACIONAL

Los objetivos de la validación operacional son:

- Evaluación de la adaptación de las soluciones propuestas a las necesidades de los usuarios, en los cuatro aspectos planteados.
- Identificación de una hoja de ruta para su introducción en el trabajo diario de los usuarios, esto es, completar la transferencia tecnológica.

En la planificación se manejan como entradas:

- La estrategia de validación
- Análisis de áreas de interés (AOIs) definidas por los usuarios y los datos in situ disponibles.
- Pruebas de aceptación del contratista.
- Información sobre las plataformas desarrolladas.

Se plantean 3 niveles de validación, simulación con datos reales para validaciones funcionales; uso de datos de oportunidad o simulaciones en tiempo real para validaciones de prestaciones de las plataformas; y pruebas reales a nivel nacional e internacional.



***Figura 3**. AOIs para validación operacional de SATOCEAN a) Grecia b) Portugal c) Noruega d) España.*

Las tareas de validación operacional se basarán en lo árboles de KPAs, KPIs y medidas que se diseñen para evaluar los indicadores. Se requiere la intervención de equipos multidisciplinares: personal de unidades operativas, expertos en observación de la Tierra y personal de Tecnologías de Información y Comunicaciones (TIC). De este modo se cubren los aspectos operacionales, funcionales y de madurez.

Un punto vital para la validación, son los datos que se utilicen para las pruebas. Para validaciones funcionales, son importantes los conjuntos de datos conocidos a priori y asegurar que se cubre la variabilidad necesaria. Este punto aplica, tanto a las pruebas funcionales que hagan los contratistas como a las de validación operacional. Los usuarios harán propuestas a los contratistas a este respecto. En el caso de SATOCEAN las AOIs de interés (Figura 3) y la posibilidad de tener datos in situ determinarán los conjuntos de datos recomendados. En SATSURVEILLANCE, la variabilidad de los datos de entrada será un punto requerido, de hecho, se incluyen indicadores al respecto (Tabla 2).

5.1. Ejemplo de identificación de tareas

Como ejemplo se desarrolla el KPI detección de barcos dentro del KPA capacidades de detección de barcos del ejemplo de estrategia de validación (4.1).

Se ha identificado la variabilidad con respecto a la ubicación (mar abierto, costa, puerto, playa), datos de observación de la Tierra (tipos de sensores, bandas, datos auxiliares, fusión de datos), a la deriva o en movimiento, etc. Además, depende del caso de uso tal como se ha definido en este caso (Figura 2). La razón es que el caso de uso está asociado a la cobertura espacial y en general a la resolución espacial. Si un contratista propone diferentes algoritmos, también habrá que considerar este punto.

La validación operacional identificada para ese KPI se basará en medidas de la capacidad de detección para grupos de datos (y probablemente de los algoritmos) que permitan evaluar las posibilidades identificadas. En muchos casos habrá que seleccionar las pruebas porque no se pueda abordar una validación tan extensa.

En este caso (Tabla 1), varios de los indicadores de este KPA comparten las mismas necesidades, por lo que las medidas varios los indicadores se podrán hacer sobre un mismo conjunto de pruebas para minimizar el esfuerzo.

6. AGRADECIMIENTOS

Agradecer a la Comisión Europea y a la REA, como su representante, el hacer posible este proyecto.

7. BIBLIOGRAFÍA

Datos del Portal de Copernicus, spacedata.copernicus.eu/web/cscda/data-offer

ESA Copernicus, esa.int/esl/ESA_in_your_country/Spain/El_programa_Copernico.

Foro de usuarios de Copernicus de España, www.miteco.gob.es/ca/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/agencia-europea-medio-ambiente-informacion-ambiental/copernicus

GA - Grant Agreement Number — 730098 — MARINE-EO This Agreement is between the Research Executive Agency (REA) and Marine-EO consortium.

Marine-EO Bridging Innovative Downstream Earth Observation and Copernicus enabled Services for Integrated maritime environment, surveillance and security (www.marine-eo.eu)

Portal de Copernicus, https://copernicus.eu

Thomopoulos, S.C.A., Astyakopoulos, A., Rizogiannis, C., Markellou, M., Kyriazanos D.M., Trypitsidis, A., Tsouni, A., Kontoes, H., Varkitzi, I., Lykousis V., Gómez-Miguel, B., Vieira, F.A.L., Martins, A. MARINE-EO bridging innovative downstream earth observation and Copernicus enabled services for integrated maritime environment, surveillance, and security. SPIE Defense + Security, (2018), Orlando, Florida, United States.

Varkitzi, I., Trypitsidis, A., Astyakopoulos, A., Rizogiannis, C., Gómez-Miguel, B., Tsouni, A., Topouzelis, K., Kontoes, H., Tagne, U., Vieira, F.A.L., Zurita, R., Silva, S., Kalogirou, V., Fernandez, V., Lykousis, V., Thomopoulos, S.C.A. Designing innovative services for marine environment monitoring using earth observation tools in the frame of the pre-commercial procurement project MARINE-EO. AIP Conference Proceedings 2022, 020013 (2018); doi: 10.1063/1.5060693. Published by the American Institute of Physics.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 399-402. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Contracorriente costera en el golfo de Cádiz: observación con datos altimétricos (CryoSat-2) y radar de alta frecuencia (HF)

Mulero-Martínez, R., Gómez-Enri, J., Bruno, M.
Departamento de Física Aplicada. Universidad de Cádiz, Puerto Real, España. roberto.muleromartinez@alum.uca.es

Resumen: El presente trabajo muestra la posibilidad que ofrecen las medidas altimétricas para la detección de eventos costeros de mesoescala. Para ello se han calculado velocidades de corriente geostrófica superficial absoluta (SAGC) derivadas de medidas de anomalía del nivel del mar (SLA) a lo largo de una pasada del satélite CryoSat-2 por el golfo de Cádiz en diciembre de 2013. A partir de los datos obtenidos ha sido posible identificar un evento de contracorriente costera, previamente detectado con medidas *in situ* mediante un perfilador de corriente acústico Doppler (ADCP). Como método de validación de las velocidades de corriente calculadas, la SAGC ha sido comparada con velocidades de corriente superficial obtenidas por radares costeros de alta frecuencia, obteniéndose una buena similitud entre ambas medidas ($r = 0{,}87$; $RMSE = 0{,}03\ m \cdot s^{-1}$).

Palabras clave: altimetría, corriente geostrófica, zonas costeras, CryoSat-2, radar de alta frecuencia.

Coastal countercurrent in the Gulf of Cadiz: Observations with altimetric data (CryoSat-2) and high frequency (HF) radar

Abstract: *The present work shows the possibility for detecting mesoscale events in coastal areas using altimetric measurements. Surface absolute geostrophic current (SAGC) velocities were derived from satellite CryoSat-2 along-tack sea level anomalies (SLA) along the Gulf of Cádiz in December 2013. We observed a coastal countercurrent with the data obtained. The coastal event was previously observed with in-situ measurements from an acoustic Doppler current profiler (ADCP). As a method to validate the calculated current velocities, SAGC was compared with surface current velocities acquired by coastal high-frequency radars (HF radar). A good level of agreement between both datasets was obtained* ($r = 0.87$, $RMSE = 0.03\ m \cdot s^{-1}$).

Keywords: *altimetry, geostrophic current, coastal areas, CryoSat-2, HF radar.*

1. INTRODUCCIÓN

El estudio de la dinámica oceánica en zonas costeras y subcuencas menores conlleva una alta dificultad, debido a la escala de sus estructuras y a las dificultades técnicas que implica la cercanía a costa a la hora de interpretar datos de sistemas remotos como los altímetros. Además, la circulación en estas zonas, como el golfo de Cádiz, está influida por multitud de procesos como cambios en el campo de vientos, topografías del fondo abruptas, descargas de ríos e interacciones entre diferentes masas de agua en zonas de poca extensión. Como respuesta a la acción de estos factores, las capas superficiales presentan rápidos cambios en la dinámica a través de eventos como contracorrientes costeras (Barale et al., 2010).

Los avances tecnológicos en los altímetros de satélites como CryoSat-2, permiten la obtención de medidas con alta resolución espacial a lo largo de la traza (pasada) del satélite, por lo que resultan herramientas idóneas para el estudio de la dinámica de zonas costeras, como demuestran estudios previos realizados en el Mediterráneo (Morrow et al., 2017). A partir de productos derivados de medidas altimétricas, como la anomalía del nivel del mar (SLA), es posible calcular la componente geostrófica de la circulación oceánica. Dicha componente resulta del equilibrio entre los gradientes de presión y los términos de Coriolis, y constituye uno de los agentes principales de circulación en el océano.

En este estudio se han utilizado datos de SLA procedentes del altímetro radar interferométrico de apertura sintética (SIRAL-SAR), instalado a bordo del satélite CryoSat-2, para estimar la corriente geostrófica absoluta superficial (SAGC), perpendicular a la traza del satélite, en el golfo de Cádiz, con la finalidad de observar un evento de contracorriente costera detectada previamente mediante medidas *in situ* por un perfilador de corriente acústico Doppler (ADCP). Las velocidades de corriente obtenidas han sido comparadas con medidas de corriente superficial de radar de alta frecuencia.

1.1. Área de estudio

El golfo de Cádiz es una subcuenca del Atlántico Norte, cuyos límites generalmente establecidos son el cabo San Vicente, el estrecho de Gibraltar y la costa atlántica de Marruecos. Dicha localización le otorga unas características únicas desde el punto de vista oceanográfico. En primer lugar, constituye una zona de intercambio de masas de aguas del Océano Atlántico con el Mar Mediterráneo a través del estrecho de Gibraltar, hecho que influye de forma importante tanto en la circulación local como en todo el Atlántico. Además, en el otro extremo del golfo, se desarrollan estructuras como *jets* y filamentos de aguas frías, asociadas a eventos de *upwelling* en el cabo de San Vicente. Por otra parte, los abruptos cambios en la orientación de la línea de costa y la presencia del ya mencionado estrecho de Gibraltar favorecen la existencia

de un régimen de vientos muy heterogéneo, que en gran parte condiciona la circulación superficial (Peliz et al., 2007). Desde un punto de vista de macroescala, la circulación superficial predominante en el golfo de Cádiz es anticiclónica, durante la mayor parte del año, aunque se han observado inversiones durante los meses de invierno, en los que en el golfo de Cádiz está dominado por un gran giro ciclónico (García-Lafuente et al., 2006).

A escala local, en la plataforma del sector oriental del golfo de Cádiz, otros agentes como procesos mareales y lluvias favorecen la acumulación de aguas cálidas procedentes de la desembocadura del Río Guadalquivir y de las marismas cercanas a Cádiz, generando un desnivel de la superficie del mar que, junto con otros factores como vientos persistentes del este, es capaz de invertir el sentido de la corriente dominante, dando lugar a eventos de contracorriente costera (circulación paralela a costa dirigida hacia el oeste) (García-Lafuente et al., 2006; Laiz et al., 2013). El trabajo más reciente sobre esta contracorriente costera indica que puede establecerse en cualquier época del año (Garel et al., 2016).

El presente trabajo se centra en el sector oriental del golfo de Cádiz (Figura 1), en cuya zona de plataforma continental tienen lugar eventos de contracorriente costera y en el que se cuenta con datos de radar de alta frecuencia, así como con pasadas del satélite CryoSat-2 como la aquí utilizada.

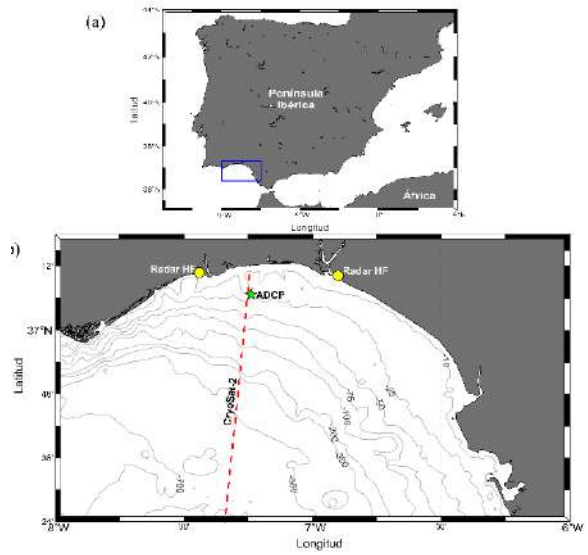


***Figura 1**. (a) Área de estudio (Recuadro azul): sector oriental del golfo de Cádiz, al suroeste de la Península Ibérica. (b) Localización de los radares de alta frecuencia (Radar HF, círculos amarillos); posición de fondeo del perfilador de corriente (ADCP, estrella verde); traza de CryoSat-2 utilizada para el cálculo de la corriente geostrófica (línea discontinua roja).*

2. DATOS

2.1. Medidas *in situ*

Medidas *in situ* de velocidad de corriente han sido obtenidas para el periodo entre el 15 de octubre de 2013 y el 16 de enero de 2014 mediante un perfilador de ADCP fondeado en la posición 37°6'40" N, 7°14'19" O (Figura 1). El intervalo de muestreo del correntímetro fue de 10 minutos. El registro de velocidades de corriente del ADCP ha sido utilizado para determinar posibles eventos de contracorriente en la zona costera del sector oriental del Golfo de Cádiz.

2.2. Datos altimétricos de anomalía del nivel del mar (SLA)

Los datos altimétricos utilizados en este trabajo corresponden a medidas tomadas por el altímetro, en modo radar de apertura sintética, a bordo del satélite CryoSat-2 (CryoSat-2 SIRAL-SAR *mode*) a su paso por la zona de estudio (Fig.1) el día 13 de diciembre entre las 23:52 y las 23:53 horas (UTC) y fueron obtenidos del servicio SARvatore-GPOD de procesamiento de datos de nivel 1 a nivel 2 de CryoSat-2 de la Agencia Espacial Europea (ESA). Los productos derivados de las medidas altimétricas han sido generados a una frecuencia de 20Hz, dando lugar a medidas cada 330 m a lo largo de la traza. El producto utilizado en el presente trabajo ha sido la anomalía del nivel del mar (SLA) derivada de las medidas altimétricas de la traza de CryoSat-2 más cercana en espacio y tiempo al periodo de contracorriente detectado a partir de los datos *in-situ*.

2.3. Modelo de topografía dinámica media (MDT)

Para la obtención de la topografía dinámica media (MDT) en la zona de estudio se han utilizado los datos del modelo DTU15MDT (Knudsen et al., 2016) de 1 minuto de resolución espacial. Este modelo ha sido obtenido combinando la versión más reciente del campo de gravedad (EIGEN-6C4) con el modelo de superficie media del mar (DTU15MSS) (Gómez-Enri et al., 2019).

2.4. Medidas de radar de alta frecuencia

Se han utilizado datos de velocidad superficial de la corriente procedentes de medidas de radar de alta frecuencia para el golfo de Cádiz. Concretamente, los datos utilizados proceden de medidas tomadas por las estaciones localizadas en Mazagón (España) y Vilareal de Santo Domingo (Portugal) (Figura 1) y obtenidas de la de Red de Radares de Alta Frecuencia de Puertos del Estado. Estos radares trabajan a una frecuencia de 13,5 MHz y los productos resultantes tienen una resolución espacial de 1,5 km. En el presente trabajo se han utilizado datos horarios correspondientes al periodo entre el 10 y el 12 de diciembre de 2013.

3. METODOLOGÍA

Las medidas de corriente registradas por el ADCP han sido promediadas para obtener medias horarias; además, han sido filtradas mediante la aplicación de un filtro de paso bajo, con una frecuencia de corte de 0,033 c h^{-1}, para eliminar la variabilidad de alta frecuencia, así como el efecto de las principales componentes de marea. Con el propósito de identificar eventos de contracorriente en el periodo de fondeo del perfilador, se ha representado la componente zonal de la corriente obtenida (Figura 1). A partir del periodo de contracorriente observado en los datos procedentes del ADCP, se seleccionó la traza de

CryoSat-2 lo más cercana, espacial y temporalmente, a la localización del perfilador en dicho periodo.

Las medidas a 20 Hz de SLA a lo largo de la traza de CryoSat-2 seleccionada, así como los valores de MDT interpolados linealmente para las mismas posiciones, han sido utilizados para el cálculo de la topografía dinámica absoluta (ADT):

$$ADT = SLA + MDT, \quad (1)$$

a partir de la cual es posible calcular los valores de velocidad de la corriente geostrófica absoluta superficial (SAGC). A las medidas de SLA procedentes de SARvatore-GPOD, se les ha aplicado un filtro de regresión local o LOESS de 50 km de corte para eliminar el ruido excesivo y adecuar las medidas al estudio de fenómenos oceánicos de mesoescala (Morrow et al., 2017). Los valores de SLA medidos a distancias inferiores a 2,1 km de la costa no han sido considerados para el cálculo del ADT, ya que, para la traza estudiada, superaban tres veces la desviación estándar, que ha sido el límite establecido para evitar altos niveles de ruido por interferencias generadas por la cercanía a tierra (Bouffard et al., 2010).

La corriente geostrófica superficial absoluta perpendicular a la traza de CryoSat-2, ha sido obtenida de la relación (Bouffard et al., 2010):

$$Vg_{abs} = \frac{-g}{f} \cdot \frac{\partial ADT}{\partial y} \quad (2)$$

donde Vg_{abs} es la componente de la velocidad geostrófica absoluta perpendicular a la traza, g es la aceleración gravitacional, f es el parámetro de Coriolis, y es el eje a lo largo de la dirección de la traza y ADT es la topografía dinámica absoluta calculada. El cálculo de la SAGC se ha llevado a cabo aplicando diferencias finitas a los valores de ADT. De esta forma, se obtienen valores de SAGC cada 0,33 km a lo largo de la traza (20 Hz).

Para llevar a cabo una validación de la SAGC obtenida a partir de datos altimétricos, se ha comparado con medidas de la corriente superficial obtenidas con radares de alta frecuencia. Para llevar a cabo dicha comparación, se han promediado los datos horarios de radar de alta frecuencia obtenidos para el periodo del 10 al 12 de diciembre de 2013; además, se han interpolado linealmente los valores del campo de velocidad para las coordenadas exactas de la traza de CryoSat-2, en las que se han obtenido los valores de SAGC a lo largo de la traza.

Finalmente, la SAGC derivada de datos altimétricos y los valores de corriente superficial interpolados de las medidas de radar han sido comparados mediante un modelo de regresión lineal simple, obteniéndose los estadísticos r de Pearson y error cuadrático medio (RMSE).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La figura 2 muestra la componente zonal de la velocidad de corriente superficial registrada por el ADCP en el periodo entre el 15 de octubre de 2013 y el 16 de enero de 2014. Considerando que los valores de velocidad positivos indican dirección de la corriente hacia el Este y los negativos hacia el Oeste, puede apreciarse cómo entre los días 10 y 12 de diciembre tiene lugar una fuerte inversión del sentido de la corriente, es decir, un evento de contracorriente costera, durante el cual la circulación paralela a la costa del sector oriental del golfo de Cádiz se dirige hacia el Oeste.

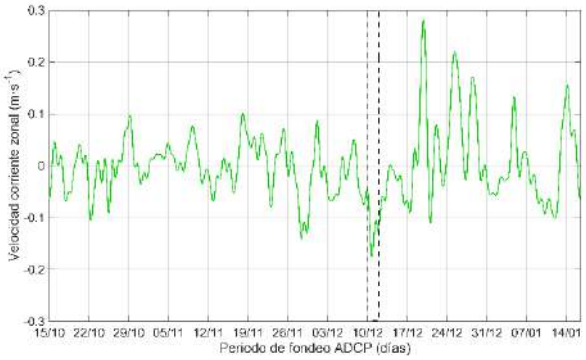


***Figura 2**. Componente zonal de la corriente registrada por el ADCP. Las líneas punteadas delimitan el periodo de contracorriente seleccionado para su estudio (10 Dic. - 12 Dic., 2013).*

En la figura 3 se muestran las velocidades de corriente geostrófica absoluta superficial, perpendiculares a la traza de CryoSat-2 (vectores negros) del día 13 de diciembre sobre el golfo de Cádiz, superpuestas sobre el campo de medidas de la componente zonal de la velocidad de corriente determinadas por radar de alta frecuencia (contornos de color). En la zona más cercana a la costa ambos instrumentos detectan altas velocidades de corriente en sentido Oeste (valores negativos), alcanzándose valores absolutos de entre 0,2 y 0,4 $m \cdot s^{-1}$. Estos valores verifican el evento de contracorriente costera previamente detectado a partir de los datos del ADCP. Dicha estructura de contracorriente costera se hace aún más evidente al observar cómo el campo de corrientes disminuye su intensidad, llegando incluso a cambiar el sentido a medida que aumenta la distancia a costa, desarrollándose de forma exacta el esquema de circulación en el sector occidental del golfo de Cádiz propuesto por García-Lafuente et al. (2006).

A pesar de que la SAGC calculada solo estima la constituyente geostrófica de la circulación superficial, y las medidas de radar de alta frecuencia representan la corriente superficial absoluta, componentes geostrófica y ageostrófica, puede observarse cómo ambas variables representan un campo de corrientes muy similar, captando de forma análoga variaciones en la intensidad y sentido de la corriente.

Desde un punto de vista cuantitativo, las medidas derivadas del altímetro y del radar de alta frecuencia presentan una buena correlación a lo largo de la traza estudiada ($r = 0,87$), lo que implica una alta similitud entre los campos de corrientes estimados por ambos instrumentos. Por otra parte, con relación a la exactitud de las medidas derivadas del altímetro con respecto al radar de alta frecuencia, se ha calculado el error cuadrático medio (RMSE), obteniéndose un valor de 0,03 $m \cdot s^{-1}$. En la zona más cercana a costa se dan errores cuadráticos cercanos a 0,3 $m \cdot s^{-1}$. Sin embargo, el RMSE promedio obtenido se considera válido para el estudio de procesos de mesoescala, ya que, siguiendo el método de comparación propuesto

por Le Hénaff et al. (2011), este valor es inferior a la propia variabilidad tanto de la SAGC (RMS = 0,28 $m \cdot s^{-1}$) como de la corriente medida por radar de alta frecuencia (RMS = 0,16 $m \cdot s^{-1}$).

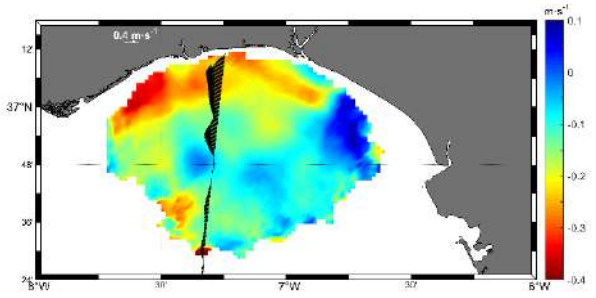


***Figura 3**. Corriente geostrófica superficial absoluta derivada del altímetro (SAGC, flechas negras) superpuesta sobre observaciones de la componente zonal de la corriente medida por radar de alta frecuencia (contornos de color) en el golfo de Cádiz.*

5. CONCLUSIONES

En este estudio se han comparado velocidades de corriente geostrófica superficial absoluta (SAGC), derivadas de medidas altimétricas de CryoSat-2 SIRAL-SAR con observaciones de corriente superficial obtenidas por radar de alta frecuencia en el golfo de Cádiz, durante un evento de contracorriente costera. Teniendo en cuenta que la SAGC calculada no contempla las componentes ageostróficas de la corriente, a diferencia de las medidas de radar, en general, la magnitud y las variaciones en las corrientes de superficie derivadas de ambos sistemas son comparables (r = 0,87; RMSE = 0,03$m \cdot s^{-1}$). A pesar de esto, en la zona más cercana a costa se dan desajustes considerables entre ambas medidas, hecho que debiese mejorarse en futuros trabajos. Además, sería útil cuantificar la componente ageostrófica de las medidas de radar de alta frecuencia, para llevar a cabo comparaciones más realistas, así como validar el procedimiento desarrollado mediante el estudio de un mayor número de eventos costeros de la misma naturaleza. Este estudio también podría completarse con la utilización de otros productos derivados de sensores remotos, como la temperatura superficial del mar (SST).

6. REFERENCIAS

Barale, V., Gower, J., Alberotanza, L. 2010 Oceanography from space. Springer.

Bouffard, J., Pascual, A., Ruiz, S., Faugère, Y., Tintoré, J. 2010. Coastal and mesoscale dynamics characterization using altimetry and gliders: A case study in the Balearic Sea. Journal of Geophysical Research, 115(C10).

García-Lafuente, J., Delgado, J., Criado-Aldeanueva, F., Bruno, M., Del Río, J., Vargas, J.M. 2006. Water mass circulation on the continental shelf of the Gulf of Cádiz. Deep Sea Research II 53 (11–13), 1182–1197.

Garel, E., Laiz, I., Drago, T., Relvas, P. 2016. Characterisation of costal counter currents on the inner shelf of the Gulf of Cadiz. Journal of Marine Systems155, 19-34.

Gómez-Enri, J., González, C.J., Passaro, M., Vignudelli, S., Álvarez, O., Cipollini, P., ... Izquierdo, A. 2019. Wind-induced cross-strait sea level variability in the Strait of Gibraltar from coastal altimetry and in-situ measurements. Remote Sensing of Environment, 221, 596-608.

Knudsen, P., Andersen, O., Maximenko, N. 2016. The updated geodetic mean dynamic topography model-DTU15MDT. In EGU: General Assembly Conference Abstracts, Vol. 18.

Laiz, I., Gómez-Enri, J., Tejedor, B., Aboitiz, A., Villares, P. 2013. Seasonal sea level variations in the gulf of Cadiz continental shelf from in-situ measurements and satellite altimetry. Continental Shelf Research, 53, 77-88.

Le Hénaff, M., Roblou, L., Bouffard, J. 2011. Characterizing the Navidad current interannual variability using coastal altimetry. Ocean Dynamics, 61(4), 425-437.

Morrow, R., Carret, A., Birol, F., Nino, F., Valladeau, G., Boy, F., Bachelier, C., Zakardjian, B. 2017. Observability of fine-scale ocean dynamics in the northwestern Mediterranean Sea. Ocean Science, 13(1), 13-29.

Peliz, A., Dubert, J., Marchesiello, P., Teles-Machado, A. 2007. Surface circulation in the Gulf of Cadiz: Model and mean flow structure. Journal of Geophysical Research, 112(C11).

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 403-406. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Evolución de la temperatura de la superficie del Mar Mediterráneo a partir de datos MODIS en el periodo 2001-2018

García-Monteiro, S., Sobrino, J.A., Julien, Y., Sòria, G., Skoković, D.
Laboratorio de Procesado de Imágenes, Universidad de Valencia. C/ Catedrático José Beltrán, 2.
46980 Paterna, Valencia, España. garmonsu@uv.es

Resumen: La temperatura de la superficie del mar (SST) es una variable reconocida por el Sistema de Observación Climática Global (GCOS) como Variable Climática Fundamental (ECV), debido a que su influencia es determinante en la dinámica del clima, tanto a nivel de microescala como a escala global. El presente estudio se centra en analizar los datos de SST que proporciona el sensor MODIS para conocer la evolución de esta ECV en el mar Mediterráneo durante los años 2001-2018. El incremento en la intensidad de las lluvias torrenciales en el Levante español, alternado con los crecientes y cada vez más frecuentes periodos de sequía europeos, se encuentra ligados al comportamiento de la SST en el mar Mediterráneo. Resulta fundamental, por tanto, tener un conocimiento preciso y objetivo de la evolución del parámetro en el tiempo que permita tomar decisiones adecuadas y encaminadas a tratar de frenar su aumento y, por tanto, la aparición de los fenómenos climáticos extremos en esta región del planeta.

Palabras clave: temperatura superficial del mar, mar Mediterráneo, MODIS.

Sea Surface Temperature evolution in the Mediterranean Sea during years 2001-2018

Abstract: *The Sea surface temperature (SST) is a variable recognized as an Essential Climate Variable (ECV) by the Global Climate Observation System (GCOS), due to its influence is determinant in the climate dynamics, both at a microscale level and a global level. The present study focus in analysing the SST data provided by MODIS sensor with the aim of study this ECV evolution in the Mediterranean Sea during 2001-2018. The increase on the torrential rains intensity in the Western Spain and the European droughts, are associated to the SST behaviour in the Mediterranean Sea. For this reason, it is basic to have a precise and factual knowledge of the evolution of the parameter in time, which allows to make appropriate decisions to deal with the SST increase and, therefore, the occurrence of extreme climatic phenomena in this region of the planet.*

Keywords: *sea surface temperature, Mediterranean Sea, MODIS.*

1. INTRODUCCIÓN

La temperatura de la superficie del mar (SST) es una Variable Climática Fundamental (ECV) moderadora de los intercambios de energía, momento, humedad y gases entre la atmósfera y el océano. Por tanto, ejerce un papel fundamental en la regulación del clima, de ahí la importancia de una medición precisa de la variable y de su monitorización a lo largo del tiempo.

Tradicionalmente, el seguimiento de la SST se ha realizado a partir de datos *in situ* procedentes, principalmente, de boyas que proporcionan medidas puntuales a partir de las cuales, se realiza una posterior interpolación con el fin de conocer el comportamiento del parámetro en una determinada región. Al interpolar, se consigue una aproximación, considerada representativa de la zona pero que, inevitablemente, va a omitir información en forma de variabilidad espacial.

Como alternativa a la fuente de datos tradicional, se encuentran los datos derivados de medidas de satélite, los cuales proporcionan una cobertura espacial global y continua de la variable.

El presente trabajo emplea medidas de satélite de SST proporcionadas por el producto MOD25 para estimar la SST en el mar Mediterráneo durante el periodo de tiempo 2001-2018 y así, conocer su tendencia.

Estudios previos determinan una tendencia positiva de la SST en esta región del planeta. Sakalli (2017) determinó una tendencia lineal de 0,04°C/año correspondiente a los años 1985-2015. Basó su investigación en el producto AVHRR Pathfinder versión 5.2 (PFV52).

Pastor et al. (2017) utilizaron la base de datos GRHSST Nivel 4 AVHRR_OI y analizaron el periodo 1982-2016, estimando tendencias de $[(1{,}67\pm0{,}53)\times10^{-4}]$°C/día para la década de 1982-1992, $[(2{,}82\pm0{,}47)\times10^{-4}]$°C/día para la década 1993-2004 y de $[(3{,}08\pm0{,}47)\times10^{-4}]$°C/día para la década 2005-2016. Durante este último periodo de tiempo, la tendencia supone un aumento de 1,35°C en la SST promedio.

En los sucesivos apartados, se muestra la metodología empleada en el artículo, los resultados obtenidos y las conclusiones alcanzadas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Bases de datos

En la realización del presente trabajo, se han empleado un total de 3221 imágenes MODIS de SST (1505 imágenes MODIS-Aqua y 1716 imágenes MODIS-Terra), correspondientes a los años 2001-2018.

El producto utilizado es el MOD25 (Versión 2.0) de SST, descargado a partir de la dirección web

https://podaac.jpl.nasa.gov. Las imágenes utilizadas constituyen promedios de 8 días con una resolución espacial de 4,63 km.

Un ejemplo del producto MOD25 utilizado se muestra en la figura1.

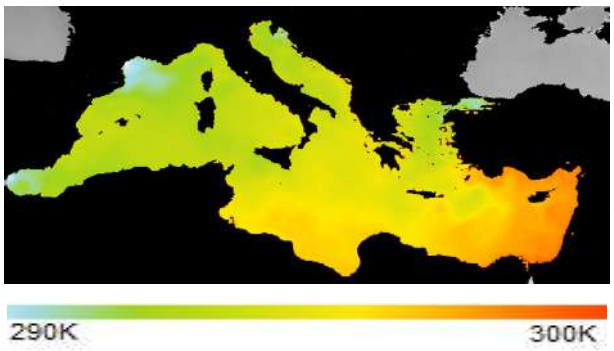


***Figura 1**. SST promedio para el año 2018.*

El ATBD del producto establece los siguientes errores, considerando el grado de correlación entre las fuentes de error instrumental: para errores correlacionados, 0,45 K en el nádir y 0,56 K para un ángulo de 45°; para errores incorrelacionados, de 1,09 a 1,42 K en el nádir y de 1,16 a 1,62 K a 45° (Brown y Minett, 1999).

Los cálculos consideran solamente aquellos píxeles de calidad buena y aceptable. Para ello, se han seleccionado los píxeles de valor 0 y 1 correspondiente a la banda de control de calidad (QC) del producto.

Las tendencias lineales de SST se han estimado mediante el método de mínimos cuadrados.

2.2. Estimación de la SST del mar Mediterráneo

Se han computado medias anuales de la SST del mar Mediterráneo.

En primer lugar, se ha aplicado una máscara a las imágenes MODIS globales para considerar en los cálculos únicamente aquellos píxeles correspondientes al mar Mediterráneo.

Una vez seleccionada la región de interés, se ha procedido a la realización de los promedios según la ecuación 1, donde es el valor de SST para cada píxel *i* en el tiempo *t*. A_i es el área de cada píxel *i* del mar Mediterráneo considerado en los cálculos. A_T es el área total de todos los píxeles computados. El área se ha calculado tomando como referencia un geoide y un radio medio terrestre de 6378 km.

$$SST^t_{MedSEA} = \frac{1}{A_T}\sum_{1}^{n} A_i SST^t_i \qquad (1)$$

Los promedios de SST incluyen información de las cuatro medidas diarias que proporciona MODIS: diurnas y nocturnas para Terra y Aqua (Ecuación 2).

$$SST^t_i = \frac{\left(SST_i^{(01:30)} + SST_i^{(10:30)} + SST_i^{(13:30)} + SST_i^{(22:30)}\right)}{4} \qquad (2)$$

Se ha empleado el software ENVI en la construcción de la máscara y el lenguaje de programación IDL (*Interactive Data Language*) en el procesado de las imágenes.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La temperatura media del mar Mediterráneo para el periodo 2001-2018 es de (20,2±0,3)°C, con un recorrido térmico de 0,9°C. Los resultados obtenidos se presentan en la figura 2.

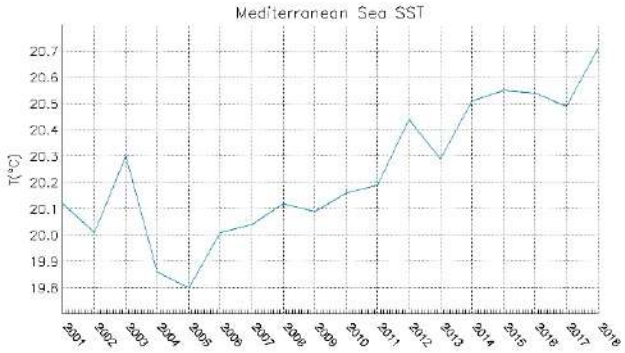


***Figura 2**. Evolución de la SST del mar Mediterráneo entre los años 2001 y 2018.*

Se observa un máximo secundario de SST para el año 2003 de 20,3°C. Posteriormente, la SST desciende progresivamente hasta los 19,8°C de 2005, para volver a ascender de manera ininterrumpida hasta alcanzar el máximo valor de la serie temporal en 2018, con 20,7°C.

La explicación al máximo de 2003 guarda relación con el intenso ciclo de sequía de los años 2001-2003 (MITECO, 2008). Posteriormente, en 2003 se registró uno de los meses de agosto más cálido de todos los tiempos (Almarza et al., 2003; Feudale et al., 2010).

La tendencia lineal de la SST en el periodo de tiempo 2001-2018 es de (0,06±0,01)°C/año, es decir, se aprecia un ascenso continuo del parámetro en el tiempo. Si nos ceñimos al periodo temporal 2005-2016, con el fin de comparar el resultado obtenido con la tendencia de Pastor et al., los valores son de $(1{,}64\times10^{-4})$°C/día y $(3{,}08\times10^{-4})$°C/día, respectivamente. Ambas tendencias son positivas, no obstante, los resultados para MODIS muestran un incremento más paulatino de la SST en el mar Mediterráneo que los resultados derivados de AVHRR.

En la figura 3 se ha desglosado la SST anual en estaciones. En verano, se observa un máximo de temperatura en 2016 (26,45°C) y un máximo secundario en 2003 (26,2°C), nuevamente coincidiendo con los registros proporcionados por los trabajos de Almarza et al. (2003) y Feudale et al. (2010). En primavera, para el año 2003, se observa un máximo secundario de temperatura, 20,34°C, solamente superado por los años 2017 (20,54°C) y 2018 (20,65°C).

El invierno es la estación del año en la que la SST presenta mayor constancia, con una desviación estándar de 0,3°C. Para el caso del otoño, destaca el máximo de 2017 (23,3°C).

Las tendencias estacionales para el verano son de (0,05±0,02)°C/año, para el otoño (0,09±0,04)°C/año, para la primavera (0,05±0,02)°C/año y para el invierno (0,05±0,02)°C/año.

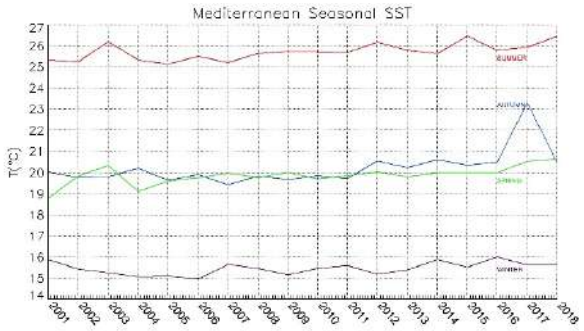


***Figura 3**. Evolución estacional de la SST del mar Mediterráneo entre los años 2001 y 2018.*

4. CONCLUSIONES

- La tendencia de la SST en el mar Mediterráneo es de (0,06±0,01)°C/año para el periodo de tiempo 2001-2018, siendo el aumento total, en términos de temperatura absoluta, de 0,91°C.
- A nivel estacional, la mayor tendencia de la SST se encuentra asociada al otoño, (0,09±0,04)°C/año, mientras que, la primavera, invierno y verano presentan la misma tendencia: (0,05±0,02)°C/año.
- Los datos de satélite derivados de MODIS permiten la monitorización de la variable SST en el mar Mediterráneo, proporcionando medidas con una frecuencia temporal diaria y de forma continua en el espacio. El principal problema asociado a los sensores que realizan mediciones en el térmico es la presencia de nubes. No obstante, gracias al control de calidad que proporcionan los distintos productos de forma paralela a la variable de interés, SST, los píxeles de dudosa calidad, ya sea por la existencia de nubes u otros factores, pueden ser detectados y eliminados de los cálculos de SST media, asegurando la fiabilidad de los resultados, si bien queda trabajo por realizar en esta línea.

5. BIBLIOGRAFÍA

Almarza, C., Rodríguez, C., Peraza, B. 2004. "El largo y cálido verano de 2003", Calendario meteorológico 2004, Ministerio de Medio Ambiente.

Brown, B., Minnett, P.J. 1999. MODIS Infrared Sea Surface Temperature Algorithm. Algorithm Theoretical Basis Document. Version 2.0. University of Miami.

Feudale, L., Shukla, J. 2010. Influence of sea Surface temperature on the European heat wave of 2003 summer. Part I: an observational study. Climate Dynamics, 36 (9-10), 1691-1703

Organización Meteorológica Mundial (OMM). 2004. Declaración de la IMM sobre el estado del clima mundial en 2003, 966, pp. ISBN: 92-63-30966-3, Ginebra.

Pastor, F., Valiente, J.A., Palau, J.L. 2018. Sea Surface Temperature in the Mediterranean: Trends and Spatial Patterns. Pure and Applied Geophysics, 175, 4017-4029, doi: 10.1007/s00024-017-1739-z

Sakalli, A. 2017. Sea Surface temperatura change in the mediterranean sea under climate change: a linear model for simulation of teh sea Surface temperatura up to 2100. Applied Ecology of Environmental research, 15(1), 707-716, doi: http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1501_707716

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 407-410. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Análisis multi-satélite como herramienta para la planificación y toma de decisiones en campañas oceanográficas: CALYPSO 2019

Caballero, I.[(1)], Navarro, G.[(1)], Zarokanellos, N.D.[(2)], Tintoré, J.[(2, 3)]
[(1)] Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (ICMAN-CSIC), Campus Universitario Río San Pedro s/n, 11510 Puerto Real, España. isabel.caballero@icman.csic.es
[(2)] Sistema de Observación Costero de las Islas Baleares (SOCIB), Parc Bit, Naorte, 07121 Palma de Mallorca, España.
[(3)] Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA), centro mixto del CSIC y la Universidad de las Islas Baleares, Carrer de Miquel Marquès, 21, 07190 Esporles, España.

Resumen: El proyecto internacional CALYPSO pretende desentrañar la estructura tridimensional de los remolinos oceánicos y filamentos asociados a los frentes de densidad haciendo uso de un conjunto innovador de técnicas de observación *in situ* y modelos predictivos. En el marco del experimento CALYPSO, este trabajo pretende demostrar que la información satelital es una herramienta potente y precisa para la toma de decisiones durante campañas oceanográficas permitiendo seguir la evolución de los procesos superficiales en tiempo real. Se presenta la metodología implementada con un análisis multi-sensor mediante el uso de diversos satélites estándares de media resolución (MODIS a 1 km, VIIRS a 750 m) y de los nuevos satélites de la constelación Sentinel-2 (10 m) y Sentinel-3 (300 m) del programa Copérnico para ofrecer soporte técnico a los distintos sistemas de monitorización en el Mar de Alborán durante la campaña CALYPSO 2019 (28 marzo-10 abril 2019). Las imágenes de concentración de clorofila-a y temperatura superficial del mar fueron relevantes para analizar los patrones biogeoquímicos superficiales, evaluar la productividad que caracteriza los filamentos a pequeña escala, proporcionar una visión sinóptica del Mar de Alborán en tiempo cuasi-real, ayudar a determinar las posiciones de los giros o frentes y mejorar la toma de decisiones durante el muestreo coordinado mediante la instrumentación oceanográfica para la detección y seguimiento de estructuras de meso y submesoescala.

Palabras clave: oceanografía, procesos de meso y submesoescala, trabajos de campo, soporte en tiempo cuasi-real, teledetección, Mar de Alborán.

Multi-satellite approach as a tool for planning and execution of oceanographic fieldwork: CALYPSO 2019

Abstract: *The CALYPSO international project has aimed at revealing the three-dimensional structure of oceanic fronts, eddies and filaments using multi-platform in-situ observations and innovative techniques conducted with predictive models. Within the framework of the CALYPSO experiment, this study shows that remote sensing imagery is a powerful and precise tool for decision making in oceanographic campaigns, since it allows following the surface expressions of meso- and submesoscale processes in real time. The methodology implemented by means of a multi-sensor approach developed with several standard satellites of medium resolution such as MODIS at 1 km and VIIRS at 750 m and satellites with higher resolution such as Sentinel-2 at 10 m and Sentinel-3 at 300 m provided technical support to the different monitoring systems in the Alboran Sea during the CALYPSO 2019 campaign (March 28-April 10, 2019). The images of chlorophyll-a concentration and sea surface temperature were relevant to analyze the superficial biogeochemical patterns, evaluate the productivity that characterizes the filaments on a small scale, offer a synoptic view of the Alboran Sea in quasi-real time, help determine the positions of the gyres or fronts and improve the coordinated sampling strategy with oceanographic instrumentation for the detection and monitoring of meso- and submesoscale structures.*

Keywords: *oceanography, meso- and submesoscale processes, field campaigns, near-real time support, remote sensing, Alboran Sea.*

1. INTRODUCCIÓN

La dinámica oceánica está compuesta por una serie de fenómenos que se clasifican según su duración y su extensión. En concreto, las estructuras de mesoescala son las estructuras de media escala, tanto temporal como espacial, que miden desde los 100 km a los 1000 km y duran desde semanas a meses, mientras que la submesoescala se sitúa por debajo de los 100 km en extensión, con una duración de unos pocos días (Mahadevan et al., 2010). Existen varios tipos de estructuras que podemos encontrar en el rango de la meso y submesoescala: frentes, filamentos y giros o remolinos oceánicos. Estas estructuras oceanográficas son muy importantes a la hora del estudio de numerosos fenómenos físicos, químicos y biológicos que suceden en el medio marino (Thomas et al., 2008; Ruiz et al., 2018). Asimismo, el movimiento vertical asociado a las mismas juega un papel importante en la determinación de la productividad del océano debido al intercambio de propiedades entre su superficie y el interior. Para la caracterización tridimensional de esta variabilidad se requieren observaciones adecuadas de alta resolución y enfoques integrados que ayuden a entender mejor su funcionamiento y, por lo tanto, los procesos relacionados con la misma. La comprensión de la relación entre estos fenómenos físicos

y biológicos es crucial para predecir la respuesta de los ecosistemas marinos al cambio climático y ayudar a la gestión de los recursos marinos. Sin embargo, tenemos muchas lagunas en nuestro conocimiento acerca de los vínculos entre la física y el ecosistema, particularmente en el Mediterráneo, donde la presión sobre los ecosistemas marinos es intensa debido al aumento de densidad de población y la explotación comercial e industrial.

El experimento multidisciplinario CALYPSO (*Coherent Lagrangian Pathways from the Surface Ocean to Interior*) es un programa de cinco años recientemente seleccionado por el *Office of Naval Research* de Estados Unidos (EU) que surge a raíz de la estrecha colaboración de investigadores del Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA) y del Sistema de Observación Costero de las Islas Baleares (SOCIB) con el *Woodshole Oceanographic Institution* (WHOI) tras el experimento AlborEx (Pascual et al., 2017). El objetivo de CALYPSO es contribuir al reto de observar, comprender y predecir las corrientes a través de las cuales las capas superficiales del océano se comunican con las capas profundas. Este proyecto pretende desentrañar la estructura tridimensional de los remolinos oceánicos y filamentos asociados a los frentes de densidad para capturar el movimiento vertical, y ha sido diseñado con el fin de facilitar la gestión sostenible de nuestros recursos oceánicos y la implementación de políticas para la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (MFSD). Una de las herramientas útiles para el desarrollo de este objetivo es la implementación de la teledetección a diferentes escalas espaciales y temporales. Esta tecnología nos permite trabajar en tiempo cuasi-real y mejorar la toma de decisiones en las campañas oceanográficas para la detección y seguimiento de estructuras de meso y submesoescala. En este estudio presentamos los resultados preliminares del análisis multi-sensor desarrollado mediante el uso de diversos satélites estándares de media resolución y de los nuevos satélites de la constelación Sentinel del programa Copérnico de Observación de la Tierra con el objetivo principal de ofrecer soporte técnico en la campaña CALYPSO-2019.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Campañas oceanográficas CALYPSO

En el programa CALYPSO se está utilizando un conjunto innovador de técnicas de observación *in situ*, modelos de estudio de procesos, modelos predictivos e imágenes de satélite para identificar vías de transporte vertical, diagnosticar y predecir los procesos físicos que subyacen a tal subducción. La región de estudio comprende de la parte occidental del Mediterráneo, en concreto el Mar de Alborán (Tintoré et al., 1991). Durante una semana en 2018 se llevó a cabo la campaña piloto PRE-CALYPSO a bordo de los buques oceanográficos Alliance y SOCIB. A continuación, se llevó a cabo la campaña CALYPSO durante dos semanas en marzo y abril 2019, a bordo de los buques oceanográficos Pourquoi Pas? y SOCIB. El enfoque integrado multi-plataforma que se utilizó tiene como misión la observación en tiempo real del Mar de Alborán mediante una gran variedad de medidas *in situ* como son: *Conductivity-Temperature-Depth* (CTD), *Underway* CTD (UCTD), *Ecological CTD* (EcoCTD), *drifters*, *gliders*, *lagrangian floats*, boyas y muestras de agua (https://calypsodri.whoi.edu/).

2.2. Imágenes de satélite

Dentro de este contexto, los datos de teledetección fueron relevantes para analizar los patrones biogeoquímicos superficiales y proporcionar una visión sinóptica de la región de estudio previa al trabajo de campo, por lo que se realizó un análisis espacio-temporal para caracterizar los procesos de meso y submesoescala. De igual manera, durante la campaña 2019, los datos en tiempo cuasi-real de clorofila-a (chl) y temperatura de la superficie del mar (SST) ayudaron a determinar las posiciones de los fenómenos de interés (giros, remolinos y frentes) para dar soporte en el muestreo mediante los distintos sistemas de monitorización. Con este fin, se creó y actualizó diariamente una base de datos con todas las imágenes de chl y SST disponibles a diferentes escalas espaciales, desde 1 km a 10 m. Los satélites que se analizaron son los siguientes:

1. Imágenes diarias de *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) a 1 km de resolución especial. Los datos (Level 2) se descargaron de la página de la *NASA OceanColor Web* (https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/). Hora de captura: ~1 pm GMT; hora de retardo: ~6 pm GMT.
2. Imágenes diarias de *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite* (VIIRS) a 750 m de resolución especial. Los datos (Level 2) se descargaron de la página de la *NASA OceanColor Web* (https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/). Hora de captura: ~12 pm GMT; hora de retardo: ~10 pm GMT.
3. Imágenes diarias de Sentinel-3A y Sentinel-3B (*Ocean and Land Colour Instrument*, OLCI) a 300 m de resolución especial (*Full Resolution*, FR). Los datos (Level 2) se descargaron de la página de EUMESAT CODA (https://coda.eumetsat.int/). Hora de captura: ~11 am GMT; hora de retardo: ~2 pm GMT.
4. Imágenes de Sentinel-2A y Sentinel-2B (*Multispectral Instrument*, MSI) a 10 m de resolución especial y 5 días de resolución temporal. Los datos (Level 1) se descargaron de la página de *Copernicus Open Access Hub* (https://scihub.copernicus.eu/). El procesador ACOLITE se utilizó para corregir atmosféricamente las imágenes (Vanhellemont y Ruddick, 2016; Vanhellemont, 2019). Estos datos no fueron utilizados para dar soporte durante la campaña, sino para la caracterización en detalle de estructuras.

3. RESULTADOS

Los datos satelitales correspondientes a los días previos a la campaña de campo sirvieron de referente para el diseño de la misión y para la selección de las posibles áreas de estudio. La figura 1 muestra la concentración de clorofila en la región del Mar de Alborán del 9 al 14 de marzo 2019 mediante el análisis multi-sensor (MODIS, VIIRS y OLCI). La evolución diaria del giro del Oeste (*Western Alborán Gyre*, WAG) y del frente que se localiza

al este del WAG, las dos principales estructuras seleccionadas para su monitorización durante la campaña, se observa claramente en la serie temporal de mapas de clorofila. La figura 2 presenta la inspección de un transecto a lo largo del tiempo (línea roja en Figura 1), donde se puede observar como las distintas resoluciones de los sensores, de 1 km a 300 m, ofrecen información sobre los patrones espaciotemporales de clorofila en la superficie de frentes y filamentos.

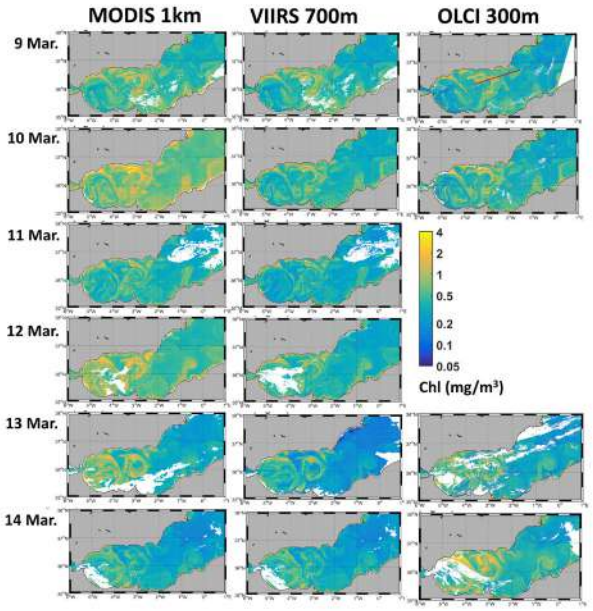


***Figura 1**. Mapas de concentración de clorofila (en mg/m³) en el Mar de Alborán con los satélites MODIS, VIIRS y OLCI durante el periodo 9-14 marzo 2019. La línea roja representa el perfil seleccionado correspondiente a la figura 2.*

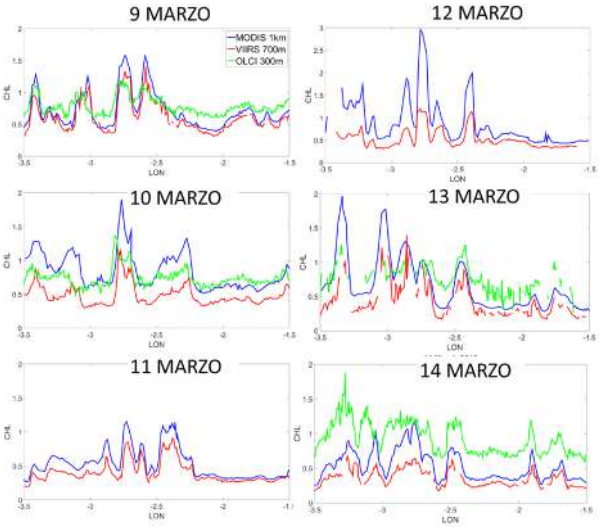


***Figura 2**. Evolución espacio-temporal de los frentes de clorofila (en mg/m³) en la región suroeste de Almería en un transecto (véase Figura 1) mediante los satélites MODIS, VIIRS y OLCI.*

Asimismo, las imágenes de satélite proporcionadas durante la campaña de campo (28 marzo-10 abril) fueron esenciales para la estrategia de muestreo de la numerosa instrumentación oceanográfica utilizada. Los sistemas *in situ* se coordinaron con datos de teledetección, específicamente con las observaciones de Sentinel-3 a 300 m (OLCI), para proporcionar una descripción completa de la variabilidad biogeoquímica a tiempo cuasi-real, puesto que este satélite era el primero en capturar la imagen en la zona de estudio. La figura 3 muestra el plan de trabajo de la segunda parte de la campaña a día 2 de abril 2019 en la región suroeste de Almería con una imagen de fondo correspondiente a la clorofila de Sentinel-3 y las operaciones *in situ* superpuestas. El intenso frente superficial fue claramente visible en la imagen de clorofila y se confirmó con los datos oceanográficos, donde la densidad del UCTD presenta las aguas atlánticas (36,5 *Practical Salinity Unit*, PSU) y mediterráneas (37 PSU) confluyendo y los datos de *drifters* muestran evidencias de subducción. Cabe mencionar también que la alta cobertura nubosa sobre la región de estudio durante la campaña de campo (~60%) limitó considerablemente la información satelital.

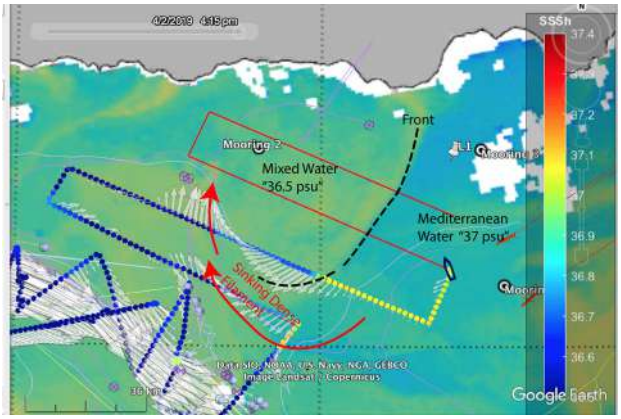


***Figura 3**. Plan de la segunda parte de la campaña CALYPSO 2019 donde se muestra una sección de la imagen de clorofila de OLCI a 300 m y los datos in situ de salinidad del UCTD y los drifters superpuestos.*

Adicionalmente, se procesaron los datos de Sentinel-2A/B a 10 m de resolución espacial de los días previos y los correspondientes a la campaña mediante el procesador ACOLITE (Vanhellemont y Ruddick, 2016; Vanhellemont, 2019), que corrige la contaminación atmosférica y el "*sunglint*". Se obtuvieron resultados para las escenas corregidas en enero, febrero y marzo 2019 de manera óptima con mínimo impacto del *sunglint* y escasa influencia del "*smiling effect*", mientras que a comienzos de abril se encontró mayor impacto del *sunglint*. Se está trabajando actualmente con el grupo donde se desarrolló el ACOLITE para corregir esta contaminación e intentar obtener imágenes con calidad en abril. La figura 4 muestra dos ejemplos de mapas de concentración de clorofila de Sentinel-2B y Sentinel-2A el 15 y 17 de marzo, respectivamente, revelando estructuras de submesoescala con gradientes de clorofila asociados a las zonas de frentes y giros. Las características superficiales de esos fenómenos se pueden analizar y cuantificar con mayor precisión y detalle mediante Sentinel-2 (10 m) en comparación con los satélites de color estándares como VIIRS (750 m) y MODIS (1 km).

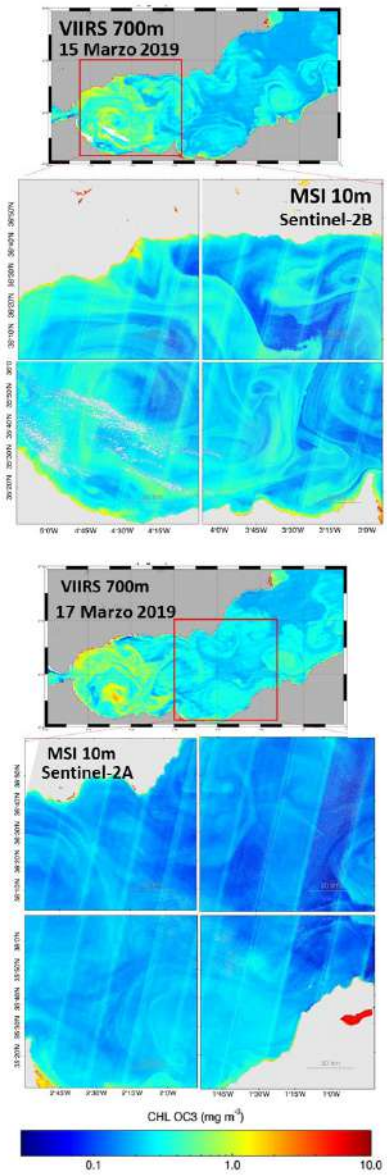


***Figura 4**. Mapas de concentración de clorofila el 15 y 17 de marzo 2019 con los satélites Sentinel-2B y 2A, respectivamente. Las imágenes están corregidas atmosféricamente con el procesador ACOLITE. La resolución espacial es de 10 m y se pueden analizar las estructuras superficiales a pequeña escala en comparación con las imágenes de VIIRS a 750 m.*

4. CONCLUSIONES

En este estudio preliminar hemos demostrado que los datos de satélite son una herramienta potente para la toma de decisiones en campañas oceanográficas, ya que permite seguir la evolución de los procesos superficiales en tiempo real. Además, el marco metodológico multi-sensor propuesto se usará en un futuro para investigar la dinámica espacio-temporal, forma, posición y estructura en detalle de los frentes y giros a las distintas resoluciones espaciales y así evaluar la productividad que caracteriza los filamentos a pequeña escala para comparar los resultados con las observaciones *in situ* multidisciplinares provenientes de las campañas de campo.

5. BIBLIOGRAFÍA

Mahadevan, A., Tandon, A., Ferrari, R. 2010. Rapid changes in mixed layer stratification driven by submesoscale instabilities and winds. Journal of Geophysical Research: Oceans, 115(C3).

Pascual, A., Ruiz, S., Olita, A., Troupin, C., Claret, M., Casas, B., Mourre, B., Poulain, P-M., Tovar, A., Capet, A., Mason, E., Allen, J., Mahadevan, A., Tintoré, J. 2017. A multiplatform experiment to unravel meso- and submesoscale processes in an intense front (AlborEx). Frontiers in Marine Science, 4, 39.

Ruiz, S., Mahadevan, A., Pascual, A., Claret, M., Tintore, J., Mason, E. 2018. Multi-Platform Observations and Numerical Simulations to Understand Meso and Submesoscale Processes. New Frontiers in Operational Oceanography, 117-130.

Thomas, L. N., Tandon, A., Mahadevan, A. 2008. Submesoscale processes and dynamics. Ocean modeling in an Eddying Regime, 177, 17-38.

Tintoré, J., Gomis, D., Alonso, S., Parrilla, G. 1991. Mesoscale dynamics and vertical motion in the Alboran Sea. Journal of Physical Oceanography, 21(6), 811-823.

Vanhellemont, Q., Ruddick, K. 2016. Acolite for Sentinel-2: Aquatic applications of MSI imagery. In: Proceedings of the ESA Living Planet Symposium 2016, Prague, Czech Republic.

Vanhellemont, Q. 2019. Adaptation of the dark spectrum fitting atmospheric correction for aquatic applications of the Landsat and Sentinel-2 archives. Remote Sensing of Environment 225, 175-192.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 411-414. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Variabilidad espacio-temporal del frente Almería-Orán usando imágenes de color oceánico 2019

Navarro, G.[(1)], Zarokanellos, N.D.[(2)], Caballero, I.[(1)], Tintoré, J.[(2,3)]
[(1)] Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (ICMAN-CSIC), Campus Universitario Río San Pedro s/n, 11510 Puerto Real, España. gabriel.navarro@icman.csic.es,
[(2)] Sistema de Observación Costero de las Islas Baleares (SOCIB), Parc Bit, Naorte, 07121 Palma de Mallorca, España.
[(3)] Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA-CSIC-UIB), Esporles, 07190, Illes Balears, España.

Resumen: En este trabajo se presenta el desarrollo e implementación del algoritmo Canny (CED, *Canny Edge Detector*) para detección de frentes oceánicos de clorofila. Este algoritmo se ha implementado a toda la serie de datos de clorofila superficial desde 1998 hasta 2018 en el mar de Alborán. Gracias a él hemos podido analizar la variabilidad espacial y temporal de los frentes que ocurren en el mar de Alborán. Los resultados muestran que la actividad de frentes es mayor en los meses de invierno, y menor en los meses de verano. El incremento empieza a producirse desde los meses de septiembre y octubre. El giro del oeste de Alborán (WAG) presenta mayor probabilidad de frentes que el propio frente Almería-Oran.

Palabras clave: frentes oceanográficos, mesoescala, algoritmo Canny, detección de frentes, mar de Alborán.

Spatial and temporal variability of the Almería-Oran front using ocean color imagery

Abstract: *In this paper, the development and implementation of the Canny algorithm (CED, Canny Edge Detector) for the detection of ocean fronts of chlorophyll is presented. This algorithm has been implemented throughout a series of weekly ocean colour imagery for the period of 1998 to 2018 in the western Mediterranean Sea. The analysis shows the spatial and temporal variability of the Almeria-Oran front during the observation period. The results show that the activity of fronts is greater during the winter, and lower in summer. The intensification of the front starts during the fall (September and October). The west Alboran gyre (WAG) presents a greater probability of fronts than the Almeria-Oran front itself.*

Keywords: *oceanographic fronts, mesoscale, canny edge algorithm, front detection, Alboran Sea.*

1. INTRODUCCIÓN

La dinámica de mesoescala juega un papel importante en la cadena trófica marina y en la distribución de comunidades de fitoplancton. Las escalas espaciales se extienden desde decenas a cientos de kilómetros mientras las escalas temporales van desde unos días hasta varias semanas (Pond y Picard, 2013). Las estructuras de mesoescalas suelen estar compuestas por frentes, remolinos y filamentos, que aumentan de forma considerables las tasas de transportes de nutrientes, solutos, etc y que hacen de su estudio un interés especial en el contexto de cambio global. Estas estructuras presentan una gran variabilidad espacio temporal a menudo asociada a la forma de la costa, batimetría, viento, etc (Hormazabal et al., 2004).

El mar de Alborán es una zona idónea para el estudio de procesos de mesoescala (Tintoré et al., 1991), ya que en ella concurren diferentes frentes y filamentos a lo largo del año. De hecho, en la zona de Alborán suele estar presente el giro anticiclónico del oeste (WAG, *Western Anticyclonic Gyre*), el giro del este (EAG, *Eastern Alboran Gyre*), el chorro atlántico (AJ, *Atlantic Jet*), así como el frente Almería – Oran (AOF). Además, en la costa de Málaga se produce el afloramiento de Estepona y es fácil observar la llegada de ondas internas al mar de Alborán procedentes del estrecho de Gibraltar (Navarro et al., 2018).

Las estructuras oceánicas de mesoescala pueden ser observadas de forma regular a través de las imágenes de satélite (Belkin y O'Reilly, 2009). Los primeros trabajos datan de los años noventa donde se observaban estos filamentos a través de imágenes de temperatura superficial del mar (SST) (Cayula y Cornillon, 1992). Posteriormente, se han observado estos filamentos, remolinos, etc con imágenes de clorofila a través de sensores de color oceánico (Bontempi y Yoder, 2004). Con el aumento del numero de satélites y de los años de cobertura satelital, la información que se ha conseguido es masiva y se necesita de algoritmos de detección automática de filamentos o remolinos para el análisis estadísticos de estos frentes de mesoescala. En este estudio, presentamos un algoritmo para la detección automática de frentes de mesoescala en la zona del frente Almería-Orán para el análisis de variabilidad espacio temporal de procesos de mesoescala es en esta zona. Este trabajo se basa en la mayor base de datos de color oceánico de la que se dispone a máxima resolución espacial (1 km), abarcando su estudio de más de 20 años (1998-2018). Este estudio se ha realizado en el contexto del programa CALYPSO (*Coherent Lagrangian Pathways from the Surface Ocean to Interior*), que es un programa de cinco años recientemente seleccionado por el *Office of Naval Research* de Estados Unidos (EU) que surge a raíz de la estrecha colaboración de investigadores del Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA) y del Sistema de Observación Costero de las Islas Baleares (SOCIB) con el *Woodshole Oceanographic Institution* (WHOI) tras el experimento AlborEx (Pascual et al., 2017). El objetivo de CALYPSO es contribuir al reto de observar, comprender y predecir las corrientes a través de las cuales las capas superficiales del océano se comunican

con las capas profundas. Este proyecto pretende desentrañar la estructura tridimensional de los remolinos oceánicos y filamentos asociados a los frentes de densidad, por lo que fue diseñado para capturar el movimiento vertical de mesoescala y sub-mesoescala.

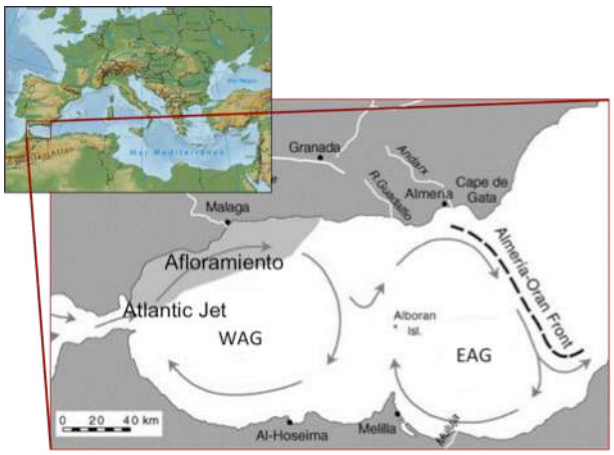


***Figura 1**. Mapa de la zona de estudio. WAG (Western Alboran Gyre, EAG: Eastern Alboran Gyre).*

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Datos de satélite

En este trabajo se han utilizado las imágenes de clorofila de diferentes sensores de color oceánico. En concreto hemos trabajado con el producto CHL1 (clorofila superficial en mg/m^3) del producto "*merged*" de GlobColour (http://www.globcolour.info/). Este producto *merged* consiste en promedios diarios a máxima resolución (1 km) de varios sensores como son SeaWiFS (*Sea-Viewing Wide Field-of-View Sensor*), MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), MERIS (*MEdium Resolution Imaging Spectrometer*), VIIRS (*Visible Infrared Imaging Radiometer Suite*) y OLCI (*Ocean and Land Colour Instrument*). Como se ha mencionado en la introducción, en ese estudio nos hemos centrado en la detección automática de frentes y filamentos, tal como se presenta en el siguiente epígrafe.

2.2. Algoritmo de detección de frentes

En este trabajo se ha utilizado el algoritmo Canny (1986) para la detección de frentes y filamentos. Este algoritmo ha sido aplicado en algunas ocasiones para la detección de frentes oceánicos, pero sobre todo sobre imágenes de SST y clorofila de resolución media (Royer et al., 2004; Castelao et al., 2006; Nieto et al., 2012).

La implementación del algoritmo Canny (CED, *Canny Edge Detector*) ha sido desarrollada en Matlab para la las imágenes diarias de clorofila descritas en el apartado anterior. Esta implementación del CED se fundamenta en cuatro pasos. El primero de ellos es un suavizado de las imágenes a través de un filtro aplicado por convolución de un kernel gaussiano. Para ello, utilizamos la función *fspecial* de Matlab en la que se seleccionó el kernel gaussiano 'gaussian', el tamaño del kernel (*hsize*) y el valor de sigma (σ). En este caso el *hsize* ha sido de 5 (figura 2).

$$G(x,y) = \frac{1}{2\pi\sigma^2} e^{-\frac{x^2+y^2}{2\sigma^2}} \quad (1)$$

Oram et al., (2004) establece la siguiente ecuación (2) para alcanzar un valor de sigma (σ) óptimo para la longitud de escala del gradiente a partir de la escala del borde, así como de la resolución de la imagen, que en este caso es de 1 km.

$$\sigma = \frac{edge\ scale\ (km)}{image\ resolution\ (km/pixel)} \quad (2)$$

El segundo paso ha consistido en el cálculo del gradiente (G) a través del operador de primera derivada de Sobel. Las máscaras de convolución de Sobel utilizadas en este estudio han sido las propuestas por (Nieto, 2009).

$$Gx = \begin{bmatrix} -1 & 0 & 1 \\ -2 & 0 & 2 \\ 1 & 0 & 1 \end{bmatrix} \quad Gy = \begin{bmatrix} 1 & 2 & 1 \\ 0 & 0 & 0 \\ -1 & -2 & -1 \end{bmatrix} \quad (3)$$

Cada una de estas máscaras responde a los bordes en direcciones horizontales y verticales de la manera más amplia posible. Las máscaras se operan horizontal y verticalmente para obtener los gradientes en las direcciones correspondientes.

La magnitud del gradiente es calculado como:

$$G(x,y) = \sqrt{(Gx)^2 + (Gy)^2} \quad (4)$$

mientras que la dirección del gradiente puede ser calculado matemáticamente como:

$$Gdir = \tan^{-1}\left(\frac{Gy}{Gx}\right) \quad (5)$$

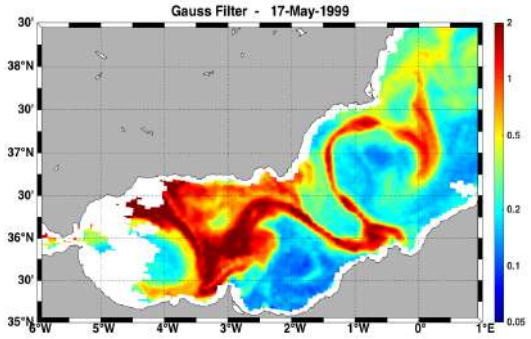


***Figura 2**. Distribución de clorofila(en mg/m^3) para la imagen del 17 de mayo de 1999.*

La figura 3 representa el gradiente de la concentración de clorofila para la imagen de la figura 2. Claramente se observan los máximos gradientes en zonas de frentes oceánicos.

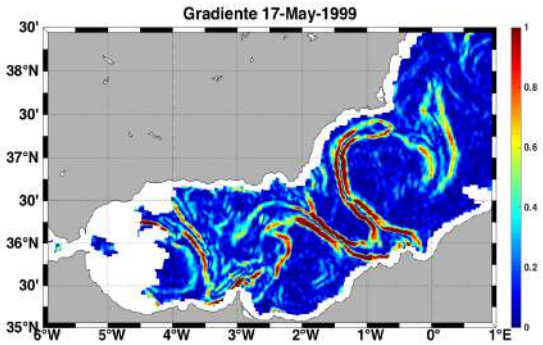


***Figura 3**. Distribución del gradiente de clorofila para la imagen del 17 de mayo de 1999.*

El tercer paso es conocido como "*non-maximal suppression*". Este procedimiento es necesario ya que debe realizarse para evitar falsos bordes y, por lo tanto, en este mismo paso, se realiza la supresión de cualquier valor de píxel que no se considere un borde. De hecho, esto se cumple conservando todos los puntos máximos locales y eliminando todo lo demás. Eso significa que todos los puntos donde el gradiente no es máximo se suprimen. Distingue los bordes verdaderos y los bordes falsos y, por lo tanto, encuentra los bordes verdaderos (Nieto, 2009).

El último paso que se realiza es el establecimiento de los umbrales y eliminar el efecto de histéresis. Para ello, hemos utilizado la metodología descrita por Oram et al., (2004) para establecer el umbral mínimo (T_{min}) y máximo (T_{max}) a partir del histograma, con valores de 80% y 90% para el umbral mínimo y máximo respectivamente. Una vez aplicado este algoritmo, se obtiene el resultado de la figura 4, donde se observa la distribución de frentes en el mar de Alborán. Por último, se ha calculado el FFmensual (Frecuencia de Frente) siguiendo la metodología de Kahru et al. (2012), donde FF representa la probabilidad mensual de que un píxel sea considerado como frente.

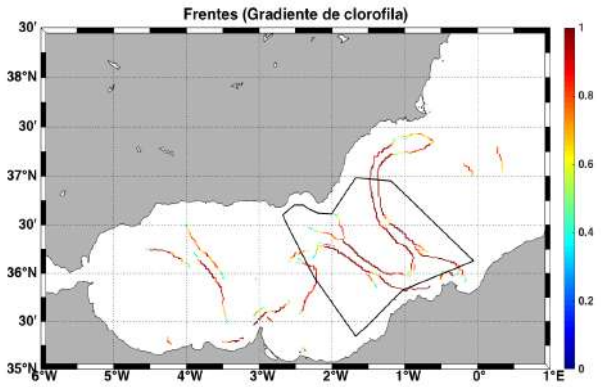


***Figura 4**. Distribución de frentes obtenidos mediante el algoritmo CED aplicado de forma automática. Los resultados establecen la utilización de un hsize de 5, un sigma de 3 y unos valores de Tmin y Tmax de 80% y 95%.*

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El algoritmo CED desarrollado en la sección anterior se aplicó para toda la base de datos de clorofila diaria entre 1998 y 2018 para la zona del mar de Alborán. Una vez obtenidos la distribución diaria de frentes (ejemplo Figura 4), se ha procedido a calcular la FF mensual para toda la serie histórica. La climatológica mensual para el año 2018 (Figura 5) muestra claramente que los frentes se localizan principalmente en la zona del WAG, y en menor medida en la región de interés (Frente Almería-Oran). La probabilidad de encontrar frentes en la zona del AOF viene a ser menor de 15%

La serie temporal de número de píxeles de FF dentro de la región de interés (polígono en figura 4) muestra claramente una ciclo anual con máximos en los meses de invierno, empezando el incremento a partir de septiembre-octubre.

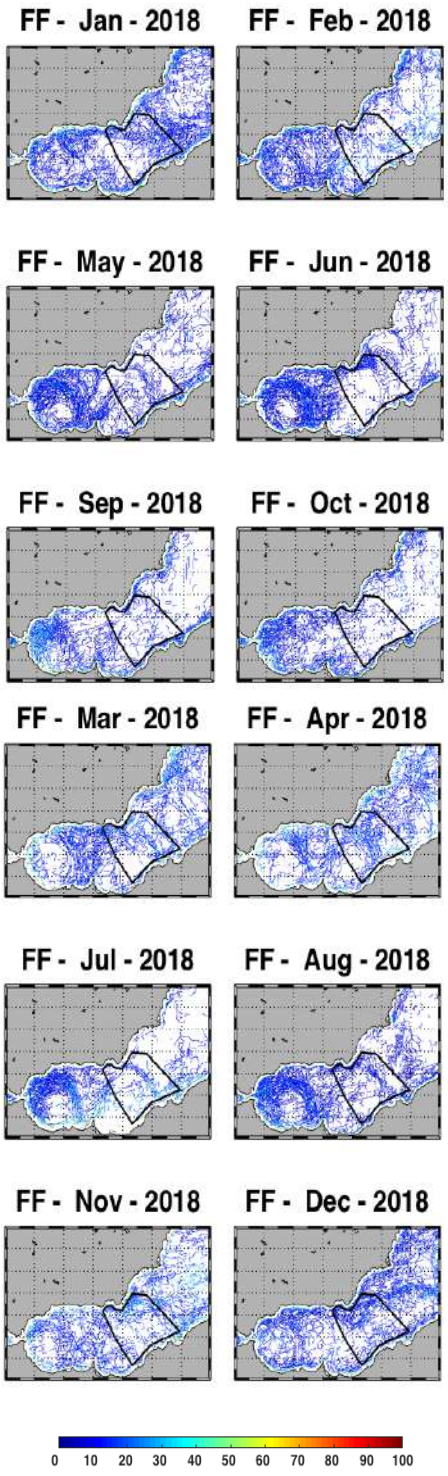


***Figura 5**. Distribución mensual de probabilidad de frentes (FF) para el 2018 en el mar de Alborán.*

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se ha demostrado la utilidad el algoritmo CED para la detección de los frentes y filamentos asociados al frente Almería-Orán. Los resultados muestran el porcentaje de aparición de los frentes y su variabilidad estacional, con un ciclo anual muy marcado, con máximos en la época invernal y mínimos en los meses de verano, cuando la estratificación es máxima.

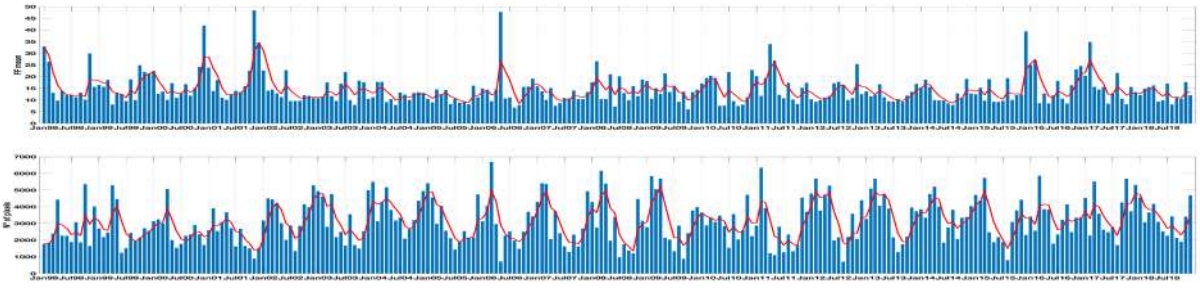


***Figura autoexplicativa**. Serie temporal (barra azul) del número de píxeles de frente dentro de la región de interés (polígono negro en figura 4) para la serie histórica desde 1998 hasta 2018. La línea roja representa la media móvil.*

5. BIBLIOGRAFÍA

Belkin, I.O., Reilly, J. 2009. An algorithm for oceanic front detection in chlorophyll and sst satellite imagery. Journal of Marine Systems, 78, 319-326.

Bontempi, P.S., Yoder, J.A., 2004. Spatial variability in SeaWiFS imagery of the South Atlantic bight as evidenced by gradients (fronts) in chlorophyll a and water-leaving radiance. Deep-Sea Research II 51,(10–11), 1019–1032.

Canny, J.F. 1986. A computational approach to edge detection. IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence, 8,(6), 679–698.

Castelao, R.M., Barth, J.A., Mavor, T.P. 2005. Flow-topography interactions in the northern california current system observed from geostationary satellite data. Geophysical Research Letters, 32, L24612.

Cayula, J.F., Cornillon, P. 1992. Edge detection algorithm for SST images. Journal of Atmospheric and Oceanic Technology, 9, (1), 67–80.

Hormazabal, S., Nuñez, S., Arcos, D., Espindola, F., Yuras, G. 2004. Mesoscale eddies and pelagic fishery off central chile (33 − 40os). Gayana 68, (2), 291–296.

Kahru, M., Di Lorenzo, E., Manzano-Sarabia, M., Mitchell, B. G. 2012. Spatial and temporal statistics of sea surface temperature and chlorophyll fronts in the California Current. J. Plankton Res. 34, 749–760.

Navarro, G., Vicent, J., et al. 2018. Improving the analysis of biogeochemical patterns associated with internal waves in the strait of Gibraltar using remote sensing images. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 204, 1-13.

Nieto, K. 2009. Variabilidad oceánica de mesoescala en los ecosistemas de afloramiento de Chile y Canarias: una comparación a partir de datos satelitales. PhD Thesis, Universidad de Salamanca, España, 173 pp.

Nieto, K., Demarcq, H., McClatchie, S. 2012. Mesoscale frontal structures in the Canary Upwelling System: New front and filament detection algorithms applied to spatial and temporal patterns. Remote Sens. Environ. 123, 339–346.

Oram, J.J., Mcwilliams, J.C., Stolzenbach, K.D. 2008. Gradient-based edge detection and feature classification of sea-surface images of the Southern California Bight 112, 2397–2415.

Pascual, A., Ruiz, S., Olita, A., et al. 2017. A multiplatform experiment to unravel meso- and submesoscale processes in an intense front (AlborEx). Frontiers in Marine Science, 4, 39.

Pond, S., Pickard, G. 2013. Introductory dynamical oceanography. 2nd Edition. Butterworth-Heinemann.

Royer, F., Fromentin, J.M., Gaspar, P. 2004. Association between bluefin tuna schools and oceanic features in the western mediterranean. Marine Ecology Progress Series, 269, 249–263.

Tintoré, J., Gomis, D., Alonso, S., Parrilla, G. 1991. Mesoscale dynamics and vertical motion in the Alboran Sea. Journal of Physical Oceanography, 21(6), 811-823.

SECCIÓN 08

Espectrorradiometría

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 417-420. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Estimación de clorofila y nitrógeno en el substrato herbáceo de un ecosistema de dehesa mediante espectro-radiometría

Gonzalez-Cascon, R.[(1)], Pacheco-Labrador, J.[(2)], Casillas-Martínez, L.[(1)], Serrano-Játiva, M.[(3)], Henkel, K.[(2)], Migliavacca, M.[(2)], Martín, M.P.[(4)]

[(1)] Departamento de Medio Ambiente, Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA), Ctra. Coruña, Km. 7,5, 28040 Madrid, España. e-mail: cascon@inia.es

[(2)] Max Planck Institute for Biogeochemistry, Department Biogeochemical Integration, Hans-Knöll-Str. 10, D-07745 Jena, Alemania.

[(3)] CIFOR, Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA), Ctra. Coruña, Km. 7,5, 28040 Madrid, España.

[(4)] Laboratorio de Espectro-radiometría y Teledetección Ambiental (SpecLab), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Albasanz 26-28, 28037 Madrid, España.

Resumen: La concentración de pigmentos foliares verdes es una de las variables bioquímicas más importantes de la vegetación. Es un bioindicador de estrés ambiental, y una variable decisiva para la estimación de la productividad primaria neta, además de ser un parámetro clave para la modelización de los ecosistemas ya sea mediante modelos fisiológicos o de transferencia radiativa. Este trabajo explora la estimación de dos variables esenciales de la vegetación, la concentración de clorofilas y de nitrógeno [tanto en la fracción verde (V) como verde y seca (T)] a nivel de dosel en unidades de masas (CC_{ab_mass}, mg/g; $T\text{-}CN_{_mass}$,%; $V\text{-}CN_{_mass}$,%) como en unidades de superficie (CC_{ab_area}, mg/m^2; $T\text{-}CN_{_area}$, g/m^2; $V\text{-}CN_{_area}$, g/m^2) en la cubierta herbácea de un ecosistema de dehesa mediante índices de vegetación (IVs) calculados a partir de datos hiperespectrales obtenidos mediante un espectro-radiómetro de campo. Se obtuvieron modelos lineales predictivos para las seis variables estudiadas. La capacidad de predicción de los modelos lineales desarrollados fue en todos los casos superior para las variables por unidad de superficie, y máxima para $CC_{ab,area}$ mediante el índice $CI_{rededge}$. El análisis mediante regresiones parciales múltiples (PLSR) en todo el rango espectral (400-2500nm) confirma que la mayor capacidad predictiva para estimar clorofila (CC_{ab_area}) se encuentra en la región del eje rojo-NIR y para $T\text{-}CN_{_area}$, está distribuida en la zonas del eje rojo, NIR y SWIR. La capacidad predictiva de los IVs para estimar nitrógeno en el dosel herbáceo parece estar relacionada con la elevada correlación entre su concentración y la concentración de clorofilas.

Palabras clave: clorofila, nitrógeno, índices de vegetación, cubiertas herbáceas, PLSR, fracciones verde y seca.

Chorophyll and nitrogen estimation in the herbaceous cover of a dehesa ecosystem by field spectroscopy

Abstract: *The concentration of green foliar pigments is one of the most important biochemical parameters of vegetation. It is a bioindicator of environmental stress, exerts a great influence in the net primary production, and is a relevant parameter for ecosystem modelling by physiological as well as radiative transfer models. This study explores the estimation of two essential vegetation variables, the chlorophylls and the nitrogen concentration [in the green (V) as well as in the green and dry fraction (T)] at canopy level in mass units (CC_{ab_mass}, mg/g; $T\text{-}CN_{_mass}$,%; $V\text{-}CN_{_mass}$, %) as well as surface units (CC_{ab_area}, mg/m^2; $T\text{-}CN_{_area}$, g/m^2; $V\text{-}CN_{_area}$, g/m^2) in the herbaceous cover of a dehesa ecosystem by hyperspectral vegetation indices (VIs) obtained by proximal sensing. Linear prediction models were obtained for the six variables studied. The prediction ability of the linear models developed was always higher for the variables in area units and maximum in the case of CC_{ab_area} for the index $CI_{rededge}$. The partial least square regression analysis of the entire spectral region (400-2500nm) confirmed that the highest prediction ability for CC_{ab_area} estimation was in the red edge-NIR region, in the case of $T\text{-}CN_{_area}$ it was distributed between the red edge and NIR-SWIR regions. The prediction ability of VIs to estimate N seems to be related with its high correlation with the chlorophyll concentration of the herbaceous canopy.*

Keywords: *chlorophyll, nitrogen, vegetation indices, herbaceous covers, PLSR, green and dry fractions.*

1. INTRODUCCIÓN

El contenido de clorofila en la vegetación es una variable esencial para caracterizar el funcionamiento de los ecosistemas. Por un lado, los flujos de carbono en un ecosistema de dehesa están altamente relacionados con la concentración de clorofila de la vegetación (El-Madany, 2018). Por otro lado su concentración a nivel foliar es un parámetro esencial en los modelos de transferencia radiativa más utilizados en teledetección. Así mismo, el contenido de nitrógeno del dosel vegetal está en parte relacionado con el contenido de clorofila, ya que esta molécula incluye átomos de nitrógeno en su estructura. El nitrógeno es de gran importancia para comprender la capacidad fotosintética, valor nutritivo y disponibilidad de recursos de la vegetación.

En un ecosistema de dehesa Mediterráneo la cubierta herbácea se caracteriza por una dinámica temporal y espacial muy elevada tanto en la distribución de variables biofísicas foliares y estructurales, la presencia de pasto senescente e inflorescencias, así como en la composición de especies del dosel (Luo et al., 2018). Esta alta biodiversidad dificulta el análisis directo del contenido de pigmentos y otros compuestos foliares, así como su escalado y estimación a partir de sensores remotos. Además, la capacidad de medición directa mediante la calibración de clorofilómetros como SPAD 502 (Konika Minolta) está muy limitada en estos ecosistemas por la pequeña superficie foliar de las especies más abundantes en la cubierta herbácea.

El objetivo de este trabajo es explorar la estimación del contenido de clorofila y nitrógeno en cubiertas mixtas de especies herbáceas a nivel de dosel mediante radiometría de campo, tanto en unidades de masa como de superficie. Se ajustan modelos lineales relacionando las variables de dosel con IVs. Todos los modelos empíricos se evalúan mediante un conjunto de datos de validación independiente.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio se localiza en una dehesa de encina con un 20% de cobertura arbórea y uso ganadero extensivo en la localidad de Majadas de Tiétar (Cáceres) donde se ha llevado a cabo un experimento de fertilización con nitrógeno (N) y fósforo (P) a gran escala (https://www.bgc-Jena.mpg.de/bgi/index.php/Research/ManipProject) y que constituye el área de estudio del proyecto SynerTGE (http://www.lineas.cchs.csic.es/synertge), en el que se inscribe el presente trabajo. El estrato herbáceo está caracterizado por una alta variabilidad espacial y estacional, con dos momentos de producción máxima: el primero, de mayor intensidad, en primavera y un segundo en otoño-invierno (Luo et al., 2018).

2.2. Muestreos de vegetación

El muestreo fue diseñado para recoger la variabilidad espacial de la zona de estudio. Con este objetivo se instalaron 19 parcelas permanentes de 25×25 m situadas de manera aleatoria en un área de 1 km^2 en las zonas fertilizadas y control (Figura 1-izquierda). En las campañas de muestreo se colocaron, en cada parcela permanente, dos cuadrantes de muestreo de 1 m^2 en zonas representativas y homogéneas de la cubierta herbácea con objeto de enmarcar la zona de mediciones espectro-radiométricas y los muestreos destructivos. Dichos muestreos se realizaron en dos subcuadrantes adyacentes de 25×25 cm (Figura 1-derecha) situados en el centro del cuadrante de 1 m^2. En el primero de ellos (SUB-BIO) se hizo un muestreo destructivo para la determinación de variables biofísicas, mientras que en el segundo (SUB-CHL) se llevó a cabo el muestreo para el análisis de pigmentos. En el SUB-BIO se recogió toda la biomasa aérea enraizada de la fracción verde y la no verde (T-AGB), y en el SUB-CHL sólo la biomasa aérea de la fracción verde (V-AGB). El muestreo se llevó a cabo en 8 campañas (años 2017 y 2018) en los principales momentos fenológicos del desarrollo del pasto: en primavera, comienzo de la senescencia estival, verano y finales del otoño.

2.3. Mediciones radiométricas

En los cuadrantes de 1 m^2 se midió, justo antes de realizar el muestreo destructivo, el factor de reflectividad mediante un espectroradiómetro ASD Fieldspec 3® (www.asdi.com) en el rango espectral 400-2500 nm y a una altura aproximada de 1,2 m. Antes de la medición en cada cuadrante, se llevó a cabo la optimización de la señal, la sustracción de la corriente de oscuridad y la medición de la radiancia descendente sobre un panel calibrado de Spectralon® (LabSphere, North Sutton, NH, USA).

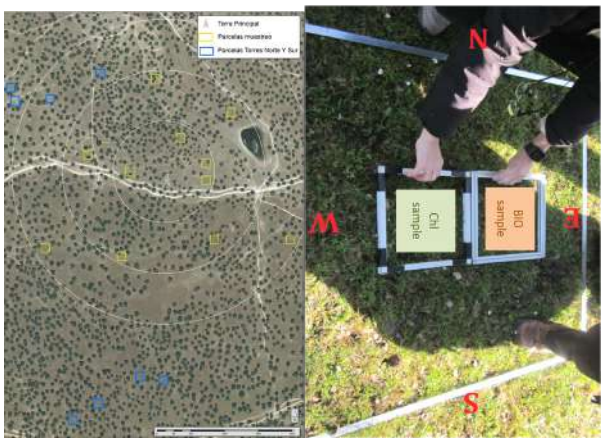


***Figura 1**. Localización de las 19 parcelas permanentes de muestreo (izquierda) y disposición de los subcuadrantes de muestreo destructivo de pasto (SUB-BIO y SUB-CHL) dentro del cuadrante de adquisición de mediciones radiométricas de 1 m^2 (derecha).*

En cada cuadrante de 1 m^2 se adquirieron una media de 20 espectros. A partir de los espectros medios de cada cuadrante se calcularon 21 índices de vegetación.

2.4. Análisis de laboratorio

En laboratorio se determinaron las siguientes variables biofísicas a nivel de dosel en las muestras recogidas en el SUB-BIO: biomasa aérea por unidad de superficie (T-AGB, g/m^2), superficie foliar específica (T-SLW, g/m^2), contenido en agua (T-CWC, g/m^2) e índice de área foliar (T-LAI) (Melendo-Vega et al., 2018). En el SUB-CHL se determinó la biomasa aérea de la fracción verde (G-AGB) Además, en cada muestra se homogeneizó el material vegetal en un molino con hielo seco y se llevó a cabo un análisis de pigmentos (clorofila a, clorofila b y carotenoides) mediante una extracción con acetona 80% v/v y posterior determinación espectrofotométrica (Gonzalez-Cascon y Martin, 2018). Multiplicando la concentración media de clorofila en la muestra mixta de herbáceas ($CC_{ab_mass,}$ mg/g) por su biomasa por unidad de superficie (V-AGB) se calculó el contenido de clorofila del dosel (CC_{ab_area}, mg/m^2). La concentración de N en la fracción verde y seca del SUB-BIO (T-$CN_{_mass}$,%) y en la fracción verde del SUB-CHL (V-CN_mass,%) se determinó por combustión seca en dos analizadores elementales LECO modelo CN2000 y ELEMENTAR modelo Vario EL.

Multiplicando $CN_{_mass}$ por AGB, se calculó el contenido de N del dosel en las fracciones verde y seca ($T\text{-}CN_{_area}$, g/m^2) y sólo verde ($V\text{-}CN_{_area}$, g/m^2). CC_{ab_mass}, $T\text{-}CN_{_mass}$ y $V\text{-}CN_{_mass}$ se determinaron a 65°C.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para seleccionar los IVs con mayor poder de predicción, se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson entre las variables de dosel y los IVs (Tabla 1). Los coeficientes de correlación fueron superiores para las variables por unidad de superficie CC_{ab_area}, seguida de $V\text{-}CN_{_area}$ y $T\text{-}CN_{_area}$, que por unidad de masa. Las correlaciones entre N y IVs fueron más intensas con la fracción verde, que con la verde y seca. Todos los índices presentaron correlaciones significativas con excepción de ISI y log(1/R730). Los VIs *PRI* (531), *RNDVI* (700/750) y *NDVI* (670/800) fueron los índices con correlaciones más estrechas con las variables por unidad de masa. Las tres variables de masa presentan un elevado paralelismo debido a su propia autocorrelación: CC_{ab_mass} y $G\text{-}CN_{_mass}$ 0,90 (Coeficiente Pearson), CC_{ab_mass} y $T\text{-}CN_{_mass}$ 0,80, algo menor pero también altamente correlacionado, y por último $G\text{-}CN_{_mass}$ y $T\text{-}CN_{_mass}$ 0,88. Las tres variables por unidad de superficie muestran también un elevado paralelismo, presentando dos índices en la región del eje rojo *Red edge* y $CI_{rededge}$ los valores máximos o sub-máximos de coeficiente de correlación para las tres. Este incremento en la correlación de las tres variables de área podría indicar una correlación de estos VIs con la variable AGB. Además, el índice WI (900/970) presentó también máximos coeficientes de correlación para CC_{ab_area} y $V\text{-}CN_{_area}$

***Tabla 1**. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables de dosel CC_{ab_mass}, CC_{ab_area}, $T\text{-}CN_{_mass}$, $V\text{-}CN_{_mass}$, $T\text{-}CN_{_area}$, $V\text{-}CN_{_area}$ y los IVs. Valores en negrita para $\alpha<0,05$. En gris se marcan los índices seleccionados para los modelos predictivos.*

IV	CC_{ab} mass	T-CN mass	V-CN mass	CC_{ab} area	T-CN area	V-CN area
PRI	0,65	0,48	0,55	0,68	0,49	0,62
log(1/R730)	-0,33	-0,20	-0,14	-0,51	-0,60	-0,47
Red edge	0,61	0,41	0,43	0,76	0,67	0,70
$CI_{rededge}$	0,60	0,41	0,43	0,76	0,67	0,70
TCARI	0,59	0,37	0,40	0,65	0,50	0,60
TVI	0,58	0,39	0,40	0,69	0,61	0,63
MTCI	0,38	0,31	0,29	0,62	0,73	0,55
GNDVI	0,60	0,40	0,41	0,68	0,52	0,63
RNDVI	0,65	0,43	0,47	0,75	0,59	0,68
NDVI	0,65	0,42	0,46	0,72	0,52	0,66
RDVI	0,60	0,40	0,41	0,70	0,59	0,64
OSAVI	0,62	0,41	0,43	0,71	0,57	0,65
EVIMODIS	0,58	0,40	0,40	0,68	0,62	0,62
EVI410	0,59	0,40	0,42	0,69	0,60	0,64
MCARI2	0,59	0,40	0,41	0,70	0,60	0,64
MTVI2	0,59	0,39	0,41	0,69	0,61	0,64
TECARI/ OSAVI	0,51	0,28	0,32	0,47	0,27	0,43
NDSI	0,63	0,43	0,45	0,54	0,35	0,47
ISI	-0,03	0,02	-0,12	-0,03	0,27	-0,05
NIDI	-0,46	-0,25	-0,33	-0,62	-0,44	-0,59
WI	0,51	0,32	0,34	0,76	0,63	0,72

El análisis de regresión PLSR con validación *bootstrap* realizado para la variable CC_{ab_area} muestra cómo en el rango espectral 531-970 nm, que incluye las bandas utilizadas en los VIs, los mayores coeficientes de regresión corresponden a la zona 600-950 nm con máximos en la zona del eje rojo hasta el inicio del NIR (Figura 2a). El factor 1, que explica un 71% de la variabilidad, presenta coeficientes máximos entre 670 y 930 nm. El número de factores del modelo se seleccionó para minimizar el error de predicción en la validación. En la caso de la variable $T\text{-}CN_{_area}$ (Figura 2b), los coeficientes máximos se encuentran en la zona del eje rojo, NIR y SWIR con mucho menos peso de la región del visible.

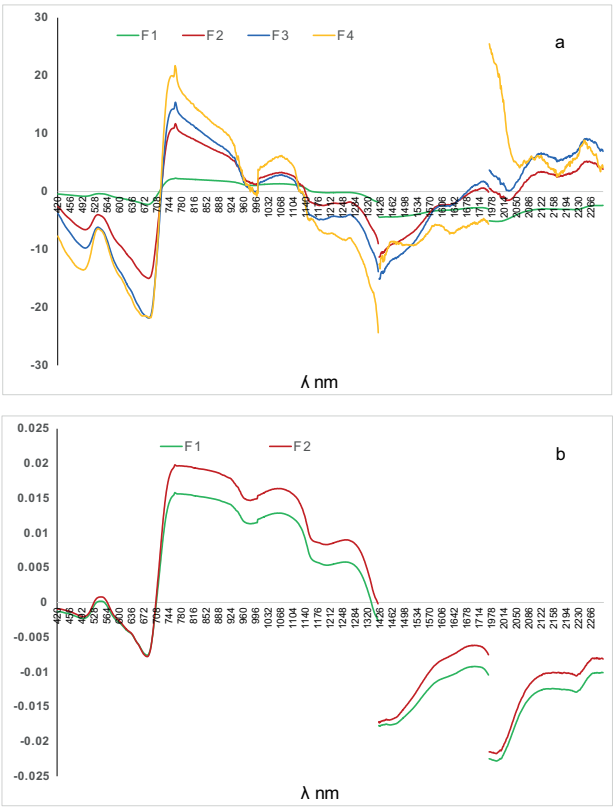


***Figura 2:** Coeficientes de regresión de los modelos PLSR para la variables CC_{ab_area} R^2=0,84 RMSE=52,36 (a) y $T\text{-}CN_{_area}$ R^2=0,65 y RMSE=0,38 (b) en el rango espectral menos ruidoso (420-1350 nm, 1422-1740 nm, 1970-2300 nm).*

Para la estimación de las seis variables estudiadas se calcularon modelos lineales con los VIs seleccionados. Para ello la muestra total se dividió en dos subconjuntos, uno para calibración (66%) y otro para validación (33%) distribuidos uniformemente a lo largo de todo el rango de variación: 0,3-7,9 m/g para CC_{ab_mass}, 20,2-864,8 mg/m^2 para CC_{ab_area}, 0,7-4,9% para $T\text{-}CN_{_mass}$, 0,8-3,7% $V\text{-}CN_{_mass}$ 0,5-6,6 g/m^2 para $T\text{-}CN_{_area}$ y 0,2-4,2 g/m^2 $V\text{-}CN_{_area}$. Se realizó una validación independiente. En la tabla 2 se recoge para cada variable el modelo con mayor poder de predicción. Los modelos lineales predictivos fueron significativos para todas las variables. La variable con mayor poder de predicción fue CC_{ab_area}, obteniéndose el menor error de validación con el índice *Red edge*.

Tabla 2*.Modelos lineales con mayor poder de predicción para para la estimación las variables de dosel de pasto estudiadas.*

		Calibración		Validación	
Variable	IV	R^2	RMSE	R^2	RMSE
CC_{ab_mass}	PRI	42,0	1,14	0,43	1,00
$T\text{-}CN_{_mass}$	NDSI	24,8	0,60	0,06	0,70
$V\text{-}CN_{_mass}$	PRI	30,5	0,46	0,31	0,52
CC_{ab_area}	*Red Edge*	54,2	123,28	0,68	113,4
$T\text{-}CN_{_area}$	MTCI	53,2	0,71	0,48	0,54
$V\text{-}CN_{_area}$	WI	48,3	0,58	0,60	0,54

La capacidad predictiva para la estimación de N mediante índices, que usan bandas del eje rojo, puede ser debida a la estrecha correlación entre las variables de dosel CN_{mass} y CC_{ab_mass} o de área en el estrato de pasto de la dehesa de Majadas de Tiétar (Figura 3). Esta relación podría utilizarse para la estimación de clorofila, ya que la medición de N en pasto es una variable de mucha menor dificultad de muestreo y análisis.

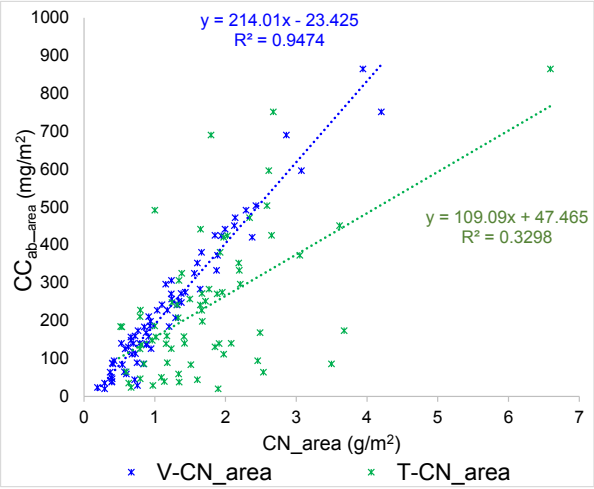


Figura 3*. Regresión lineal entre la concentración de clorofila CC_{ab_area} y la de nitrógeno para la fracción verde de pasto V-$CN_{_area}$ (R^2=94,7%. RMSE=41,4 mg/m²) y para la verde y seca T-$CN_{_area}$ (R^2=33,0%. RMSE=148,5 mg/m²).*

4. AGRADECIMIENTOS

Este estudio se ha llevado a cabo en el contexto de los proyectos SynerTGE (CGL2015-G9095-R Ministerio de Economía y Competitividad) y el proyecto MaNiP "*MAnipulation NItrogen and Phosporous*" (https://www.bgc-Jena.mpg.de/bgi/index.php/Research/ManipProject).

5. BIBLIOGRAFÍA

El-Madany, T.S. et al. 2018. Drivers of spatio-temporal variability of carbon dioxide and energy fluxes in a Mediterranean savanna ecosystem. Agricultural and Forest Meteorology 262: 258–278.

Gonzalez-Cascon, R., Martin, M.P. 2018. Protocol for pigment content quantification in herbaceous covers: sampling and analysis. PROTOCOLS IO. https://doi.org/10.17504/protocols.io.qs6dwhe.

Luo, Y. et. al. 2018. Using Near-Infrared-Enabled Digital Repeat Photography to Track Structural and Physiological Phenology in Mediterranean Tree–Grass Ecosystems. Remote Sensing, 10 (8): 1293. doi: 10.3390/rs10081293.

Melendo-Vega, J.R. et al. 2018. Improving the Performance of 3-D Radiative Transfer Model FLIGHT to Simulate Optical Properties of a Tree-Grass Ecosystem. Remote Sensing, 10 (12): 206. doi: 10.3390/ rs101220.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 421-424. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Identificación mineralógica de piezas arqueológicas elaboradas en talco mediante espectroscopía de reflectancia de laboratorio

Ferrer-Julià, M.[(1)], Herrero, D. [(2)], García-Meléndez, E.[(1)], González, E.[(2)], Colmenero-Hidalgo, E.[(1)]
[(1)] Departamento de Geografía y Geología, Universidad de León. Facultad de CC. Biológicas y Ambientales, Campus de Vegazana, 24071-León, España. mferj@unileon.es
[(2)] Departamento de Historia, Universidad de León. Facultad de Filosofía y Letras, Campus de Vegazana, 24071-León, España.

Resumen: El talco es un mineral blando que permite trabajarlo fácilmente, por lo que ha sido utilizado desde la Prehistoria. Sin embargo, no es el único mineral blando y a veces, bajo este nombre, se clasifican piezas que han sido trabajadas por grupos humanos sobre minerales de características físicas similares, pero químicamente distintos. El análisis espectroscópico de las muestras permite identificar su mineralogía de manera no destructiva. En el presente estudio se han analizado 30 muestras, tanto de procedencia arqueológica como geológica. De las 27 muestras de talco, se han diferenciado 4 tipos de curvas espectrales, poseyendo todas el rasgo de absorción definido en los 2320 nm correspondiente al talco. El uso de las técnicas *continuum remove* y *Spectral Feature Fitting* ha demostrado ser de gran ayuda tanto para la discriminación de grupos de talco de diferentes características como para la identificación de minerales distintos. Se espera que en un futuro estas diferencias permitan también conocer la localización geográfica de donde provienen las muestras y con ello facilitar la labor investigadora de los arqueólogos, abriendo así una nueva vía de aplicaciones de la espectrorradiometría.

Palabras clave: curvas espectrales, mineralogía, Península Ibérica, Edad del Hierro.

Mineralogical identification of archaeological pieces elaborated with talc through Laboratory Reflectance Spectroscopy

Abstract: *Due to the fact that talc is a soft mineral easy to carve, it was used since prehistoric times. Nevetheless, because talc is not the only soft mineral easy to work, sometimes its name has been adscribed to archaeological pieces worked by different human groups with minerals with similar physical properties but different chemical composition. The spectroscopic analysis of 30 samples from both archaeological pieces and geological samples allowed the identification of 27 of them made of talc. This talc samples can be divided into 4 groups according to their spectral curves, all of them with the presence of the absorption feature at 2320 nm characteristic of talc. The samples were grouped based on the use of the continuum removal and the Spectral Feature Fitting techniques, allowing the talc identification and the presence of other similar minerals. Laboratory reflectance spectroscopy is a non-destructive technique that will allow in future studies the identification of the geographical location of the minerals helping to deduce the movement of prehistoric human groups.*

Keywords: *spectral curves, mineralogy, Iberian Peninsula, Iron Age.*

1. INTRODUCCIÓN

La espectroscopía de reflectancia de laboratorio en el visible-infrarrojo cercano-VNIR (400-1400 nm) y en el infrarrojo de onda corta-SWIR (1400-2500 nm) ha demostrado ser una herramienta muy útil para determinar aspectos importantes de la composición química y mineralógica de la superficie terrestre (Hunt y Salisbury, 1970). Los espectros de reflectancia de la región comprendida entre 400 y 2500 nm son de gran importancia en los estudios de Teledetección por la variedad de mecanismos que pueden producir absorciones fotónicas dentro de este intervalo de longitudes de onda. Esta técnica ha sido ampliamente utilizada en el estudio de suelos, de vegetación, y de Geología, entre otros. También en estudios arqueológicos principalmente relacionados con el análisis de suelos y en la prospección de yacimientos con distintos tipos de imágenes, y también para el estudio de pigmentos, especialmente con la espectroscopía Raman (Vandenabeele et al., 2007). Sin embargo, el estudio de piezas elaboradas es más escaso. En este trabajo se realiza la comparación de espectros continuos de reflectancia en la región de longitudes de onda del espectro de energía electromagnética correspondientes al intervalo comprendido entre 400 y 2500 nm.

El talco es un mineral que ha sido utilizado en diferentes contextos arqueológicos durante la Prehistoria debido a su escasa dureza, facilitando la elaboración de elementos decorativos de pequeño tamaño (centimétricos normalmente) como cuentas de collar y otras piezas perforadas tradicionalmente clasificadas como fusayolas. Su uso se ha identificado en algunos yacimientos arqueológicos del norte peninsular, pero en algunos casos existen dudas sobre si realmente todo lo que se almacena en los museos bajo el nombre de "talco" se corresponde con dicho mineral, ya que en realidad pueden ser otros minerales con características similares, lo que implicaría una procedencia totalmente distinta, afectando a las interpretaciones y pudiendo establecer los desplazamientos realizados por los grupos humanos. El talco pertenece a la clase silicatos, subclase filosilicatos, de fórmula $Mg_3Si_4O_{10}(OH)_2$. Se

caracteriza por su escasa dureza, su brillo perlado o sedoso, y por aparecer generalmente en masas de grano fino de color blanco, gris y verde formando la roca metamórfica esteatita, asociado a otros minerales como el grupo de las cloritas. Estas son también filosilicatos, de composición variada, colores verdosos y dureza baja –aunque más duras que el talco– que también han podido ser usadas para elaborar piezas prehistóricas, al igual que otros filosilicatos como la dickita y el caolín ($Al_2Si_2O_5(OH)_4$) o la saponita. Todos estos minerales tienen en común su baja dureza, lo que permite que sean tallados fácilmente.

Dado que las piezas arqueológicas no pueden ser, normalmente, alteradas una vez depositadas en los museos, la aplicación de técnicas no destructivas como la utilizada en este estudio para realizar su identificación mineralógica es fundamental. El objetivo de este trabajo es determinar la mineralogía de 30 muestras correspondientes a rocas y a piezas arqueológicas para, sobre la base de los resultados obtenidos, poder caracterizar las diferentes variedades de talco u otros minerales similares que afloran en diversas áreas de la Península Ibérica. Este trabajo, serviría de base para en un futuro poder establecer la procedencia de la materia prima utilizada en la elaboración de estas piezas. La utilización de técnicas no destructivas, supone un gran avance en la investigación arqueológica, ya que facilitaría el estudio de objetos únicos, depositados en muchas ocasiones en museos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Las muestras con las que se ha trabajado se localizan en el noroeste de la Península, agrupándose en dos tipos. El primero son muestras arqueológicas, procedentes de los yacimientos de La Peña del Castro (La Ercina) (González-Gómez de Agüero et al., 2015) y de Castiltejón (Puebla de Lillo) (González-Ruibal et al., 2011). Ambos yacimientos se encuentran en la provincia de León y están adscritos cronológicamente a la Edad del Hierro (Figura 1). El segundo tipo de muestras son geológicas, obtenidas en minas y afloramientos localizados en Moalde y Noia (ambas en la provincia de Pontevedra), Valderrodero (Asturias) y en el Pico Tres Provincias, Respina y San Andrés (estas tres en la provincia de León). De las 30 muestras analizadas, 3 corresponden a muestras arqueológicas de la Edad del Hierro, otras 3 son muestras de roca no molida y las 26 restantes corresponden a muestras geológicas que han sido molidas para el presente estudio.

Para el análisis espectrorradiométrico se ha utilizado un espectrorradiómetro ASD FieldSpec4 que mide un rango espectral entre 350 nm hasta 2500 nm. En dicho proceso, se ha utilizado la sonda de contacto, que dispone de su propia fuente de iluminación halógena, evitándose la entrada de iluminación externa al estar directamente en contacto la sonda con la muestra. Tanto el sensor como la sonda se pre-calentaron durante 30 minutos antes de la toma de muestras.

El protocolo de medición ha consistido, en el caso de las 24 muestras molidas debido a su homogeneidad y escasez de material, en una única medición, aunque internamente se programó el sensor para que realizase un promedio de 15 mediciones internas.



***Figura 1**. Piezas arqueológicas de La Ercina y Castiltejón (solo la inferior izquierda).*

En dos de las muestras arqueológicas se han tomado dos mediciones, una en la zona con presencia de decoración y otra en la zona sin decorar. En la muestra que no había decoración, pero sí había un corte fresco de la pieza, se realizó una medición en la parte fresca y otra en la parte trabajada sin decoración. Para las 3 muestras de roca no molida (procedentes de las minas de San Andrés y La Respina, León), en dos de ellas, se tomó una medición en corte freso y otra en la zona expuesta. Finalmente, en la tercera muestra de roca, procedente de la misma mina de San Andrés, se tomó únicamente una medición en una zona de alteración. En total, se realizaron 39 mediciones.

Una vez obtenidas las mediciones se realizó la agrupación de curvas espectrales según sus similitudes. Dado que los rasgos de absorción más característicos del talco se encuentran alrededor de los 2320 nm (Hunt et al., 1973), la comparación entre las distintas curvas espectrales se ha centrado en el intervalo de longitud de onda que va desde los 1800 nm a los 2500 nm. Dicha comparación se ha realizado mediante la normalización de las curvas espectrales utilizando la técnica *continuum removal*. Esta técnica permite comparar las variaciones en las posiciones del espectro electromagnético de cada uno de los rasgos de absorción, su amplitud y su profundidad, que aparecen en las distintas curvas que se analizan. De esta forma, se elimina el ruido de fondo de cada muestra (Van der Meer, 2004).

Posteriormente, se escogió un perfil tipo de cada uno de los grupos diferenciados y se comparó con las librerías espectrales del Servicio Geológico de EE.UU-USGS (Kokaly et al., 2017) y del *Jet Propultion Laboratory*-JPL (Grove et al., 1992), con el objetivo de identificar su mineralogía. De las distintas técnicas disponibles para realizar este análisis se aplicó la conocida como *Spectral Feature Fitting* debido a que es la que mejor funciona cuando existen rasgos de absorción muy claros (ENVI, 2019). En este método desarrollado por Clark et al. (1991) en primer lugar se utiliza la técnica *continuum removal* comparando la curva de la muestra con las curvas existentes en una librería espectral, y posteriormente, se utiliza el método de los mínimos cuadrados para determinar a qué curva de todas las de la librería se parece más la curva analizada (Pan et al., 2013).

3. RESULTADOS

El análisis espectral de las 30 muestras analizadas permite la identificación de talco en 27 de ellas. Una vez agrupadas, se ha observado que existen pequeñas diferencias que afectan a la amplitud y profundidad de los rasgos de absorción de sus curvas espectrales (Figura 3). En concreto se han encontrado 4 tipos de curvas espectrales que permiten su agrupación.

A pesar de ello, todas tienen en común el rasgo en 2320 nm, correspondiente a la presencia de magnesio (Hunt et al.,1973).

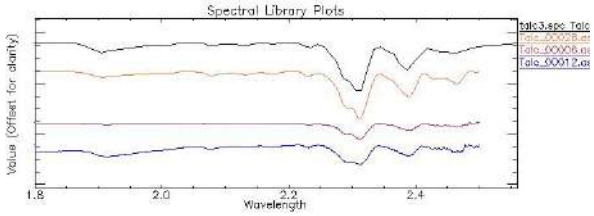


***Figura 3**. Comparación de la respuesta espectral entre 1800 y 2500 nm de los distintos grupos de muestras identificadas como talco. El eje y se refiere a reflectividad, existiendo un desplazamiento (offset) para posibilitar la comparación de las curvas.*

Así mismo, de las 30 muestras analizadas se ha detectado que existen 3 muestras que originariamente se clasificaron de *visu* como talco cuando no lo son, como se comprueba a continuación a partir de los resultados del *Spectral Feature Fitting* que se presentan en la tabla 1.

***Tabla 1**. Resultados del Spectral Feature Fitting para aquellas muestras cuyas curvas espectrales no se ajustaban a las del talco.*

Muestra	Descripción espectroteca USGS	Puntuación Spectral Feature Fitting
35	Dickite1	0,901
	Nacrite	0,713
44	Cchlore1	0,711
	Chlorit3	0,708
	Cchlore3	0,703
	Chlorit4	0,699
54	Saponit2	0,66
	Vermicu4	0,623
	Hedenbe2	0,612
	Saponit1	0,611

Una vez vistos los posibles minerales coincidentes, se realizó un análisis de sus curvas espectrales para asegurarse de su ajuste, a partir del cual se identificaron los siguientes minerales:

Dickita. La curva espectral de este material se corresponde con un doble rasgo de absorción en la longitud de onda 1370 y 1410 nm y otro doble rasgo en rasgo de absorción en la 2175 y 2205 nm (Figura 4).

La dickita es un mineral polimorfo de la caolinita, tiene la misma composición química, pero difiere en su estructura.

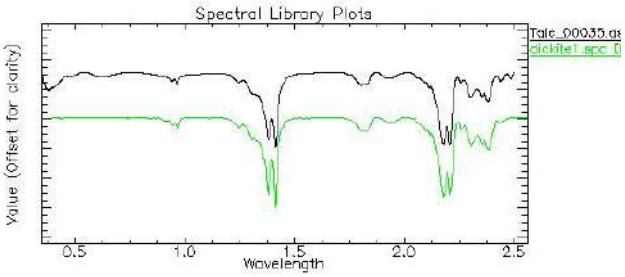


***Figura 4**. En verde aparece la curva espectral de la dickita extraída de la librería espectral del USGS y en negro la medida a partir de la muestra recogida en el presente estudio. El eje y se refiere a reflectividad, existiendo un desplazamiento (offset) para posibilitar la comparación de las curvas.*

Clorita. Como puede observarse en la figura 5 esta muestra presenta una cantidad elevada de iones de hierro responsables del rasgo de absorción en la longitud de onda de los 1000 nm. Este rasgo se caracteriza por ser ancho. Los contenidos de óxidos de hierro son característicos de la clorita al ser un mineral que se forma típicamente como resultado de la alteración de silicatos ferromagnesianos (Hunt y Salisbury, 1970). Además, se observa en los 1400 y 1900 nm de la curva espectral un rasgo débil pero diferenciado correspondiente a la presencia de agua en la muestra. La curva espectral del mineral también muestra en las longitudes de onda de 2250 y 2335 nm unos rasgos de absorción correspondientes al contenido Al-OH y Mg-OH, respectivamente. Por último, se observa un rasgo en los 2345 nm correspondiente a la presencia de Fe-OH

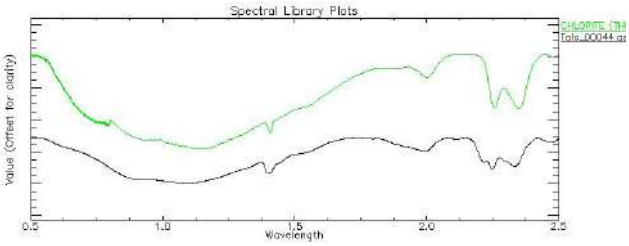


***Figura 5.** En negro aparece la curva espectral de la muestra medida; en verde aparece la curva correspondiente a la clorita en la librería espectral del JPL. El eje y se refiere a reflectividad, existiendo un desplazamiento (offset) para posibilitar la comparación de las curvas.*

Saponita. La muestra está representada por una curva que a partir de los 1400 nm tiene una gran similitud con la de la saponita (Figura 6). Presenta un doble rasgo de absorción en 1396 y 1910 nm debido a la existencia de agua y grupos OH, además del correspondiente al Mg-OH en los 2330 nm. La diferencia que presenta la muestra estudiada respecto a las curvas de saponita de las librerías espectrales consultadas (USGS y JPL) es el rasgo de absorción que aparece en los 2200 nm de la muestra, que se corresponde con el rasgo de absorción del aluminio (Al-OH).

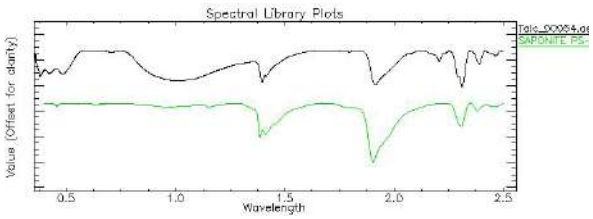


***Figura 6**. En negro aparece la curva espectral de la muestra medida; en verde aparece la curva correspondiente a la saponita en la librería espectral del JPL. El eje y se refiere a reflectividad, existiendo un desplazamiento (offset) para posibilitar la comparación de las curvas.*

4. DISCUSIÓN

Los resultados muestran que todas las piezas arqueológicas analizadas corresponden con talco, sin embargo, hemos podido comprobar la existencia de otros minerales que son susceptibles de ser utilizados para la elaboración de diferentes objetos, por sus similares propiedades físicas con el talco (blandos, de brillo sedoso y colores blanquecinos, grises y verdes). La espectrorradiometría, mediante el análisis de las curvas espectrales, ha permitido en primer lugar diferenciar estos otros minerales "similares" al talco y posteriormente identificarlos como dickita, clorita y saponita mediante comparación de sus espectros con librerías espectrales de referencia. Sin embargo, a pesar de los avances, la identificación final no puede dejarse a un proceso automático. Es necesario que el investigador, sobre la base de la información aportada por los programas informáticos, analice si realmente las diferencias existentes entre las curvas espectrales no eliminan algún rasgo de absorción pequeño pero básico en la identificación de minerales. A la coincidencia de características físicas entre estos minerales se le puede sumar la coincidencia geográfica. La saponita, la clorita y el talco son minerales que pueden aparecer asociados, de tal manera que en bibliografía no especializada es fácil encontrar como sinónimos la esteatita (roca metamórfica formada principalmente por talco) y la saponita, lo que puede haber llevado a catalogar todas las piezas arqueológicas de una misma zona como talco. La confusión entre el talco y la dickita, en cambio, sí que se centra únicamente en las características físicas, ya que son dos minerales que no aparecen juntos.

5. CONCLUSIONES

La espectrorradiometría es una técnica no destructiva que permite de una manera eficaz y rápida diferenciar aquellas piezas arqueológicas que se han elaborado con talco de las que se han elaborado con otros minerales de características físicas similares. Esto abre una nueva vía de aplicaciones en la espectrorradiometría para análisis de piezas arqueológicas localizadas en los museos, en donde se encuentran a menudo tallas realizadas en minerales blandos, que han sido llamados talco. Por otro lado, se espera que la identificación de grupos de distintas curvas espectrales dentro del talco permita identificar distintas áreas fuentes, facilitando el estudio del origen de las piezas arqueológicas.

6. AGRADECIMIENTOS

Trabajo financiado por los Proyectos ESP2017-89045-R del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, y LE169G18 de la Junta de Castilla y León. Al Museo de Historia Natural de la Universidad de Santiago de Compostela por las muestras de Galicia utilizadas en este trabajo.

7. BIBLIOGRAFÍA

Clark, R.N., Swayze, G.A., Gallagher, A., Gorelick, N., Kruse, F.A. 1991. Mapping with imaging spectrometer data using the complete band shape least-squares algorithm simultaneously fit to multiple spectral features from multiple materials. In: Proceedings, 2nd Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS) workshop, Ed. by R.O. Green, JPL Publication, 94-54, pp. 176–187.

ENVI. 2019. Spectral Feature Fitting. Exelis Visual Information Solutions, Boulder, CO.

González-Gómez de Agüero, E., Bejega-García, V., Muñoz-Villarejo, F. 2015. El poblamiento castreño en la montaña leonesa: el caso de la Peña del Castro (La Ercina, León). Férvedes, 8, 191-200.

González-Ruibal, A., Bejega-García, V., González-Gómez de Agüero, E. 2011. Intervención arqueológica en los restos de la Guerra Civil del Término Municipal de Puebla de Lillo (León). Informe inédito. Servicio de Cultura y Patrimonio. Junta de Castilla y León.

Grove, C.I., Hook, S.J., Paylor II, E.D. 1992. Laboratory Reflectance Spectra of 160 Minerals, 0.4 to 2.5 Micrometers: Jet Propulsion Laboratory Pub. 92-2

Hunt, G.R., Salisbury, J.W. 1970. Visible and near infrared spectra of minerals and rocks. I. Silicate minerals. Modern Geology, 1, 283-300

Hunt, G.R., Salisbury, J.W., Lenhoff, C.J. 1973. Visible and near infrared spectra of minerals and rocks. VI. Additional silicates. Modern Geology, 4, 85-106

Kokaly, R.F., Clark, R.N., Swayze, G.A., Livo, K.E., Hoefen, T.M., Pearson, N.C., Wise, R.A., Benzel, W.M., Lowers, H.A., Driscoll, R.L., Klein, A.J. 2017. USGS Spectral Library Version 7: U.S. Geological Survey Data Series 1035, 61 p.

Pan, Z., Huang, J.F., Wang, F. 2013. Multi range spectral feature fitting for hyperspectral imagery in extracting oilseed rape planting area. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 25, 21–29.

Van der Meer F. 2004. Analysis of spectral absorption features in hyperspectral imagery. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 5, 55-68.

Vandenabeele, P., Edwards, H.G.M., Moens, L. 2007. A decade of Raman Spectroscopy in Art and Archaeology. Chemical reviews, 107 (3), 675-686.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 425-428. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Incertidumbre de las medidas de espectroscopía de campo en condiciones de iluminación no óptimas

Jiménez, M.[(1)], Gutiérrez-de la Cámara, O.[(1)], Muñoz, F.[(1)], Moncholi, A.[(2)]
[(1)] Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA). Ctra. Ajalvir s/n, Torrejón de Ardoz, 28850 Madrid, España.
{jimenezmm, gutierrezcao, fmunoz}@inta.es
[(2)] Laboratorio de Procesado de Imágenes (IPL). Universidad de Valencia. C/ Catedrático José Beltrán, 2.
46980 Paterna, España. adrian.moncholi@uv.es

Resumen: En España es muy habitual la presencia de nubes altas o cirros que dificultan la adquisición de datos de teledetección en condiciones óptimas de iluminación natural. Para que la espectroscopía de campo siga representando la "verdad terreno" de sistemas aeroportados y/o espaciales, la incertidumbre de las medidas de reflectancia espectral tiene que ser tenida muy en cuenta para asegurar su fiabilidad. Se ha realizado un ensayo de medidas con dos espectro-radiómetros de campo Fieldspec-3, para estimar su reproducibilidad en diferentes condiciones de iluminación y posición solar. Se aplicaron métodos estadísticos de estimación de incertidumbre sobre mediciones de reflectancia espectral de dos superficies uniformes e invariantes, una "oscura" y otra "clara". Para la superficie "clara", los valores de incertidumbre tienen un valor medio del 3% en los días de cielos despejados, pero sube al 6% en los días con presencia de nubes. Para la superficie "oscura", ambas incertidumbres suben al 5% y 10% respectivamente.

Palabras clave: espectroscopía de campo, FieldSpec-3, librerías espectrales, incertidumbre, nubes altas.

Field spectroscopy uncertainty estimation under non-optimal illumination conditions

Abstract: *Remote sensing data acquisition under optimal natural illumination conditions are sometimes impossible even for Spanish territory, where the presence of high or cirrus clouds are very frequent. In order that field spectroscopy remains as ground truth of airborne- or space-based systems, the uncertainty of the spectral reflectance measurements must be estimated ensuring data reliability. A test using two field spectroradiometers were undertaken. Statistical methods were applied for spectral reflectance measurements acquired with a dual system of two FieldSpec-3 spectroradiometers over a "dark" and "bright" uniform and invariant surfaces. The reproducibility in environmental ambient were evaluated measuring under variable of solar and atmospheric conditions. For bright surface an average of 3% of uncertainty were gathered for clear skies, rise to 6% for the days with cloud coverage. For dark surface, both uncertainties rise to 5% and 10% respectively.*

Keywords: *field spectroscopy, FieldSpec-3, spectral libraries, uncertainty, high clouds.*

1. INTRODUCCIÓN

La espectroscopía de campo es una técnica de teledetección que juega un papel muy importante en la calibración, validación, simulación y análisis de imágenes y productos de sistemas espaciales y aeroportados. Esta "verdad terreno" se puede llevar a cabo si las librerías de reflectancia espectral adquiridas mediante espectro-radiómetros de campo aseguran una gran fiabilidad.

En el ámbito geográfico de territorio español, las condiciones de cielos despejados son habituales a lo largo del año. Pero aun así no es tan frecuente poder garantizar, ya sea por la necesidad de fechas concretas en el caso de imágenes de teledetección, o una gran cantidad de datos de una campaña de espectro-radiometría de campo, la adquisición de datos en condiciones tan favorables.

La estimación de la incertidumbre asociada al resultado de una medición es fundamental para asegurar su calidad y fiabilidad. Por lo tanto, es muy importante, reportar la incertidumbre de las librerías espectrales adquiridas tanto en condiciones óptimas como no óptimas de iluminación.

El objetivo de este estudio es evaluar el impacto en la reproducibilidad y repetibilidad de la reflectancia espectral en condiciones de nubes altas o cirros, donde muchas veces se tienen que adquirir datos de teledetección. Para ello se he realizado un ensayo con dos espectro-radiómetros de campo y dejando todos los demás componentes lo más estables posibles.

2. INCERTIDUMBRE DE LA MEDIDA Y ESTIMACIÓN DE LA REPRODUCIBILIDAD

En la *Guía para la Expresión de la Incertidumbre de Medida* (GUM por *Guide of Uncertainty of Measurements*) se describen los métodos para evaluar y expresar la incertidumbre de las medidas. La GUM ha sido desarrollada por *Joint Committee for Guides in Metrology* (JCGM) y por el *Bureau International des Poids et Mesures* (BIPM), y es desde 2009 es un estándar ISO. La estimación está basada en modelizar los distintos componentes, aleatorios y/o sistemáticos, que tienen influencia en la incertidumbre total de la medición. Ambos componentes pueden ser estimados mediante análisis estadísticos de series de observaciones (tipo A), o mediante funciones de densidad de probabilidad basadas en la experiencia u otra información (tipo B). Bajo métodos tipo A, dichos componentes pueden ser determinados a partir de una serie de observaciones

obtenidas en condiciones de repetibilidad, siempre y cuando las condiciones de medida como: principio de medida, método de medida, observador, instrumento de medida, patrón de referencia, lugar, etc. no cambien. Ahora bien, salvo que estas condiciones puedan mantenerse constantes, la variación entre las observaciones va a ser debida a la reproducibilidad de las mediciones, realizadas bajo diferentes condiciones de medida.

La incertidumbre se puede evaluar realizando repeticiones de la misma medida y analizando la desviación estándar de estas múltiples observaciones. Para que una expresión de la reproducibilidad sea válida, es necesario especificar las condiciones de medida que han variado.

3. ESPECTROSCOPÍA DE CAMPO

La espectroscopía de campo es la medición de radiancia o irradiancia espectral con alta resolución espectral para obtener firmas de reflectancia o emisividad de superficies o materiales en condiciones de iluminación natural (Milton *et al.,* 2009). En comparación con la teledetección hiperespectral, el espectro-radiómetro de campo puede permanecer observando el objeto de estudio por tiempo ilimitado, y la distancia entre el instrumento y el objeto observado es muy reducida, con lo que el efecto atmosférico es mínimo.

El método de adquisición de firmas espectrales más extendido, se realiza utilizando un único instrumento que mide la radiancia del panel y de la muestra. Para este método, se recomienda la mayor simultaneidad posible entre las medidas de muestra y panel, incluso para días de cielo despejado y pequeños ángulos cenitales del sol. Con un método dual, un espectro-radiómetro mide la radiancia de la muestra y el otro mide la irradiancia solar utilizando el panel, un coseno receptor o una esfera integradora.

3.1. Fuentes de Incertidumbre

Las fuentes de incertidumbre más importantes de la reflectancia espectral medida por espectroscopía de campo se pueden agrupar en cinco categorías: el funcionamiento del equipo, el método de medición, el muestreo, las propiedades de la superficie, y las condiciones ambientales.

Sobre el funcionamiento del equipamiento (espectro-radiómetro, panel de calibración) la calibración es realizada normalmente por el fabricante y su incertidumbre se incorpora mediante procedimiento tipo B. La estabilidad de la calibración se puede estimar periódicamente por procedimiento tipo A de repetibilidad en laboratorio (Anderson *et al.,* 2011). En relación al método de medición, el tiempo entre la medición de la muestra y la medición del panel es crítico para el uso de un solo espectro-radiómetro, especialmente en días de cielos no despejados. En el caso de sistemas duales, la intercalibración entre los dos espectro-radiómetros, es el factor crítico. Sobre el muestreo, el tamaño del objeto de estudio, el número de muestras y el tipo de muestreo, puede variar considerablemente la reflectancia. En cuanto a las características de la superficie, el grado de lambertianidad y la uniformidad son los más importantes. En relación a las condiciones ambientales las fuentes de incertidumbre más importantes son la posición solar y la cobertura nubosa, la variabilidad de la concentración y vapor de agua.

4. ENSAYO: ESTIMACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE EN CONDICIONES NO ÓPTIMAS DE ILUMINACIÓN NATURAL

La incertidumbre de la reflectancia espectral en condiciones de cielos no despejados, con la presencia de nubes altas o cirros, se ha estimado mediante un procedimiento tipo A de una serie de medidas con dos espectro-radiómetros de campo, midiendo en varios días con condiciones de iluminación y atmósfera diferentes. El resto de fuentes de incertidumbre se ha intentado mantener lo más constante posible; manteniendo los instrumentos en condiciones estables de temperatura, midiendo dos superficies invariantes y uniformes, observando siempre con el mismo protocolo.

Los espectro-radiómetros han sido dos FieldSpec-3 (Malvern Panalytical, Boulder, CO) que registran la radiación entre las longitudes de onda de 350 a 2500 nm mediante una fibra óptica de 25° de campo de visión (FOV por *field of view*), con la posibilidad de adaptar lentes que minimicen este FOV a 8° y 1°. La luz entrante es codificada en 16 bits, y separada en tres espectrómetros para las regiones espectrales del VNIR, SWIR-I y SWIR-II.

La Figura 1 muestra la instalación del ensayo en el tejado de un edificio en el INTA (Madrid). Sobre la mesa se colocaron dos superficies de medida: una goma negra con 5% de reflectancia en @500nm, y una tabla de formica gris claro con 50% de reflectancia en @500nm. También se colocaron dos paneles de referencia calibrados frente a un panel de laboratorio calibrado. Los dos espectro-radiómetros se colocaron en un carrito pegado a la mesa, cubiertos para evitar sobre ellos la iluminación solar. Todos los demás elementos sobre la mesa (trípodes, cámara de fotos hemisféricas), se pintaron de negro para minimizar el efecto de adyacencia.



Figura 1*: Foto de la instalación del ensayo en el tejado de un edificio en el INTA (Madrid) para la toma de medidas de reflectancia espectral con un sistema dual.*

4.1. Adquisición y proceso de datos

Con la premisa de disponer de medias de reflectancia espectral de las superficies tanto con un único espectro-radiómetro como con el sistema dual, el protocolo de medidas se diseñó siguiendo a Bachmann *et al.* (2012). Uno de los

espectro-radiómetro (Rover) medía las dos superficies y el panel antes y después de cada medida moviendo el brazo del trípode. El otro espectro-radiómetro (Base), se mantiene fijo midiendo un segundo panel de referencia de manera simultánea a las tres medidas del primero. Con la primera medida se realiza la intercalibracion de los dos espectro-radiómetros; la segunda para la obtención de la refectancia espectral; y la última con el panel tapado de la luz directa para medida de irradiancia difusa. Todas las medidas de ambos espectro-radiómetros se realizaron en modo radiancia y se grabaron 5 repeticiones de cada muestra.

El ensayo se llevó a cabo durante siete días bajo condiciones meteorológicas distintas. Para cada día se realizaron medidas de 10:00 a 13:00 horas (hora local), midiendo cada 15 minutos. Las medidas se adquirían directamente con la fibra óptica (FOV 25°). Para evitar cualquier tipo de sombras a lo largo del ensayo, el Rover se situó a 20 cm de distancia sobre superficie y panel, con el panel de 12×12 cm^2 de tamaño. El Base tenía un ángulo de observación 10° sobre el nadir y a una distancia de 5 cm sobre un panel de solo 6×6 cm^2, para poder cubrirlo de la iluminación directa.

Para cada superficie, se calculó el factor de reflectancia hemisférico-cónico (HCRF), tanto para el modo dual como para el individual utilizando rutinas Python propias. En el caso de un solo espectro-radiómetro, el HCRF se calculó interpolando las medidas del blanco anterior y posterior a. En el modo dual, la medida del Rover sobre la superficie y la medida del Base sobre el panel se adquirían simultáneamente.

Para el cálculo de la incertidumbre se ha seguido el proceso determinado por Pinto *et al.* (2012), que evalúa la variabilidad estadística de los datos siguiendo la recomendación de la GUM. La incertidumbre total es la suma de las estimaciones tipo A y tipo B. En un ensayo donde toda la estimación se ha realizado mediante método tipo A, la incertidumbre total es la suma de la repetibilidad y la reproducibilidad.

La parte de repetibilidad de la incertidumbre es la desviación experimental de la incertidumbre global. La incertidumbre global se calcula con la desviación estándar que tiene en cuenta la dispersión de los datos a largo de todos los puntos medida siguiendo la ecuación (1)

$$\sigma global = \sqrt{\frac{1}{k(n-1)} \cdot \left[\sum_{1}^{n} (x_n - \overline{x_1})^2 + \sum_{1}^{n} (x_n - \overline{x_2})^2 + \cdots + \sum_{1}^{n} (x_n - \overline{x_k})^2 \right]} \quad (1)$$

dónde: k es el número de puntos de medida; n es el número de repeticiones en cada punto de medida; x_n es el valor obtenido en cada repetición n; y x_k es el valor medio para el punto k.

La parte de reproducibilidad de la incertidumbre se obtiene mediante la ecuación (2):

$$\sigma_{reproducibilidad} = \sqrt{\left(\frac{1}{k-1}\right) x \sum_{1}^{k} (x_k - \overline{x})^2} \quad (2)$$

dónde: k es el número de puntos de medida; x_k es la medida del panel de referencia : y x es la media del panel para los k puntos.

4.2. Resultados

De los siete días de medidas se tienen dos días de cielos completamente despejados, y el resto de los días con presencia de nubes altas o cirros, y con uno de los días con una fuerte intrusión de polvo sahariano. Eliminando las medidas donde el sol estuviera tapado por las nubes y no se tuviera iluminación directa, se han analizado un total de 60 medidas de cada superficie.

En la Figura 2 se muestran las incertidumbre relativas calculadas para la superficie "oscura" y "clara", tanto para los días con presencia de nubes (A), como días despejados (B). Las incertidumbres relativas se calcularon sumando la reproducibilidad y la repetibilidad y dividiendo para cada superficie por su valor medio. Para la superficie "clara", los valores de incertidumbre tienen un valor medio del 3% en los días de cielos despejados, pero sube al 6% en los días con presencia de nubes. Siendo la parte del visible e infrarrojo cercano la de menor incertidumbre, donde el instrumento tiene una mayor relación señal-ruido. Para la superficie "oscura," ambas incertidumbres suben al 5% y 10% respectivamente.

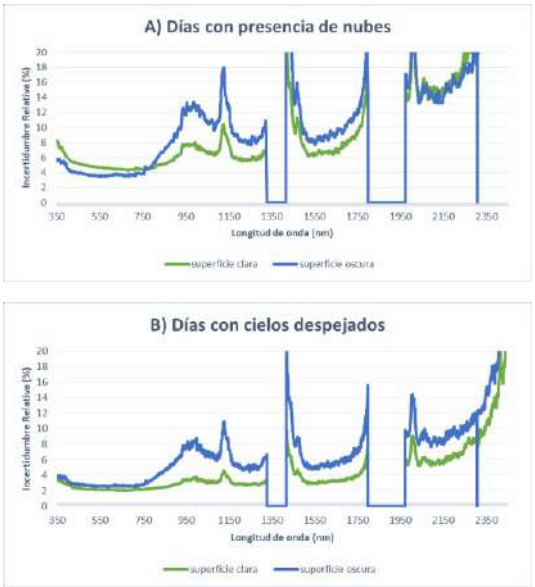


***Figura 2**: Incertidumbre relativas calculadas para la superficie oscura y clara, tanto para los días con presencia de nubes (A), días despejados (B).*

Comparando entre los valores obtenidos para las superficies, se observa un aumento de la incertidumbre, tanto en días con presencia de nubes como días despejados en la superficie "oscura" a partir de los @750 nm. Este efecto puede ser debido a algún efecto de adyacencia que será analizado para un próximo ejercicio.

5. CONCLUSIONES

La incertidumbre de las medidas de reflectancia espectral adquiridas mediante espectroscopía de campo en condiciones de iluminación solar no óptimas, se ha estimado mediante un ensayo con dos espectro-radiómetros y una evaluación tipo A. La incertidumbre calculada para los días con presencia de nubes dobla a la estimada en días despejados.

La incertidumbre estimada quiere representar sobre todo los valores de reproducibilidad de la reflectancia

espectral por la variación del ángulo solar y la presencia de nubes altas, dejando todos los demás componentes lo más estables posibles. Aun así, los efectos de reproducibilidad del espectro-radiómetro o el propio protocolo de adquisición pueden estar incluidos. Para posteriores trabajos, se ha apuntado la incorporación de la medición de la difusa para evaluar en profundidad su efecto espectral.

6. BIBLIOGRAFÍA

Anderson, K., Dungan, J.L., MacArthur, A. "On the reproducibility of field-measured reflectance factors in the context of vegetation studies," *Remote Sens. Environ.*, vol. 115, pp. 1893–1905, 2011.

Bachmann, C.M., Montes, M.J., Parrish, C.E., Fusina, R.A., Nichols, C.R., Li, R.-R., Hallenborg, E., Jones, C.A., Lee, K., Sellars, J., White, S.A., Fry, J.C. "A dual-spectrometer approach to reflectance measurements under sub-optimal sky conditions," Opt. Express 20, 8959–8973 (2012).

Joint Committee for Guides in Metrology Working Group 1 (JCGM/WG 1). (2008). *Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement*

Milton, E.J., Schaepman, M.E., Anderson, K., Kneubuhler, M. Fox, N. "Progress in field spectroscopy," *Remote Sens. Environ.*, vol. 113, Suppl. 1, pp. S92–S109, 2009.

Pinto,C.T., Ponzoni, F.J., de Castro, R.M., Griffith, D.J. Spectral uniformity evaluation of reference surfaces for airborne and orbital sensors absolute calibration. Revista Brasileira de Geofísica (2012) 30(3): 263-275.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 429-432. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Identificación del contenido de arcillas y óxidos de hierro en sedimentos terciarios y cuaternarios del borde noroeste de la Cuenca del Duero mediante espectroscopía de reflectancia difusa (VNIR–SWIR)

Báscones, A. [1,2], Suárez, M. [1], García-Meléndez, E. [2], Ferrer-Julià, M. [2]
[1] Departamento de Geología. Facultad de Ciencias. Plaza de la Merced, s/n, Salamanca, 37008. España.
[2] Departamento de Geografía y Geología. Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales. Campus de Vegazana, s/n, León, 24071. España.

Resumen: El estudio está basado en la descripción de la mineralogía de sedimentos terciarios y cuaternarios de abanicos aluviales y diferentes niveles de terrazas en la zona noroccidental de la Cuenca del Duero a través de los espectros de reflectancia VNIR-SWIR (400-2500 nm). Este trabajo examina los resultados obtenidos por dos métodos diferentes para la estimación del contenido de arcillas y óxidos de Fe: (1) la relación entre la mineralogía de arcillas y las bandas de absorción puede ser caracterizada en el *continuum removal* (CR) a través de los parámetros de posición del centro de banda (P), profundidad (D), ancho de banda (W), asimetría (AS) y el ancho a mitad de la banda (FWHM) y (2) el método de la primera y segunda derivada (SD) aplicado sobre las curvas espectrales medidas en laboratorio. Este último resuelve la superposición de bandas y cuantifica sutiles bajadas de reflectancia de la curva. La respuesta espectral y los valores de los parámetros anteriormente descritos dependen, lógicamente, del contenido de los diferentes minerales presentes en las muestras. Los resultados obtenidos por difracción de rayos X muestran una proporción mayoritaria de illita y caolinita, con cantidades variables de clorita y menor proporción de arcillas con agua interlaminar (vermiculita, esmectitas). La profundidad alrededor de 900 nm (D900) sirve para estimar la cantidad de óxidos de Fe, y la posición entre 890–960 nm (P900) y la relación de las profundidades alrededor de 470 y 900 nm (D470/D900) permite cuantificar la relación entre hematite/goethita. Bajos valores de P900 y D470 indican un contenido mayoritario de hematites en las muestras, confirmado por la correlación entre ellos. El grado de meteorización está altamente relacionado con la presencia de caolinita reflejada en la profundidad a 1410 y 2200 (D1410 y D2200) y en los rasgos de absorción cercanos a 1390 y 2160 nm, analizados en la SD.

Palabras clave: mineralogía de arcillas y óxidos de hierro, reflectancia difusa, continuum removal, segunda derivada.

Identification of the Fe oxide and clay content in tertiary and quaternary sediments from the northwestern edge of the Duero Basin through diffuse reflectance spectroscopy (VNIR–SWIR)

Abstract: *The study is based on the description of the mineralogy of tertiary and quaternary sediments from alluvial fans and different terrace levels in the northwestern area of the Duero Basin through the reflectance spectra VNIR-SWIR (400-2500 nm). This work examines the results obtained from two different methods in order to estimate the Fe oxide and clay content: (1) the relationship between the clay mineralogy and the absorption bands can be characterized in the continuum removal (CR) through the parameters of the band centre position (P), depth (D), bandwidth (W), asymmetry (AS) and the width of the middle band (FWHM), and (2) the method of the first and second derivative applied to the spectral curves measured in laboratory. This latter method solves the band overlapping and quantifies subtle reflectance drops in the curve. The content of the mineral mixtures that are present in the samples produces a great influence on such parameters and modifies their spectral response. The results obtained by X-ray diffraction show a large proportion of illite and kaolinite, with varying amounts of chlorite and a lower proportion of clays with interlaminar water (vermiculite, smectites). The depth at around 900 nm (D900) is used to estimate the amount of Fe oxides, while the position between 890-960 nm (P900) and the relationship between the depths at around 470 and 900 nm (D470/D900) quantify the relationship between hematite/goethite. Low values of P900 and D470 indicate a large proportion of hematite in the samples, endorsed by the correlation between them. The degree of weathering is highly related to both the presence of kaolinite, which is reflected in the depth at 1410 and 2200 (D1410 and D2200), and the absorption features near 1390 and 2160 nm, which are analysed in the SD.*

Keywords: *Fe oxide and clay mineralogy, diffuse reflectance, continuum removal, second derivative.*

1. INTRODUCCIÓN

Se ha demostrado la capacidad para predecir importantes propiedades del suelo a través de la información suministrada por los espectros de reflectancia en laboratorio bajo unas condiciones determinadas (Ben-Dor, 2002). La utilización del rango de radiación electromagnética entre el visible, infrarrojo cercano y de onda corta (VNIR–SWIR, 400-2500 nm) ha sido utilizada por diversos autores para el estudio de minerales de arcilla de sedimentos y suelos (Ben-Dor, 1995; García-Meléndez *et al.*, 2004; Viscarra *et al.,* 2006, 2009; García-Rivas *et al.,* 2018). La profundidad, forma y posición de los rasgos de absorción

desarrollados en las curvas espectrales se relaciona con la proporción de cada componente mineral mayoritario presente en las muestras de los sedimentos analizados. Estos parámetros están relacionados con la composición química (absorciones debidas a transiciones electrónicas en metales de transición) y la estructura cristalina (absorciones debidas a procesos vibracionales) (Van der Meer, 2004). El objetivo de esta investigación es definir las características espectrales que desarrollan las diferentes mezclas minerales en el dominio del VNIR-SWIR presentes en los sedimentos de la zona de estudio. Las muestras proceden de materiales detríticos de terrazas y abanicos aluviales del borde noroeste de la Cuenca del Duero. Las estimaciones de la diferenciación mineralógica del contenido en arcillas fueron determinadas por métodos de aproximación estadística mediante correlación lineal. Los espectros desarrollados en laboratorio serán integrados con los datos suministrados por imágenes multiespectrales con la finalidad de desarrollar una cartografía mineralógica de la zona de estudio.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Marco geográfico

El área de estudio está situada en el noroeste de la Cuenca del Duero. La zona tiene una amplia red de drenaje formada por los tres ríos más importantes de la zona, de norte a sur: Tuerto, Duerna y Eria. La red de drenaje se extiende por un valle asimétrico con dirección noroeste a sudeste, desarrollando grandes abanicos y sistemas de terrazas aluviales que se apoyan sobre los sedimentos terciarios. Los materiales son depósitos de borde de cuenca formados por sedimentos miocenos y cuaternarios de carácter continental constituidos por material detrítico aluvial de niveles de conglomerados de clastos de cuarcita y pizarra, de arenas y de arcillas, de tonos pardos oscuros, con presencia de óxidos de hierro (Pérez-García, 1977).

2.2. Análisis espectral

Para reproducir los espectros de laboratorio hemos utilizado un espectrorradiómetro de campo ASD– Fieldspec® 4 Standard-Res Spectroradiometer. Las medidas de reflectancia fueron tomadas mediante una sonda de contacto con una fibra óptica en el interior que recoge espectros con 2151 bandas desde 350-2500 nm, con una resolución espectral de 3 nm en el rango de 350-1000 nm y de 10 nm en el rango de 1000-2500 nm. Los valores de reflectancia fueron calibrados a través de un blanco (Spectralon®), con una secuencia de calibrado de 10 minutos. Un total de 120 espectros fueron medidos sobre las muestras recogidas sobre los diferentes sedimentos y suelos. Las características espectrales exhibidas por las muestras analizadas fueron relacionadas con los resultados mineralógicos obtenidos por difracción de rayos X.

2.2.1. Parámetros de medida de reflectancia (CR)

Se ha utilizado el método del *continuum removal* (CR) para la cuantificación de los rasgos de absorción característicos que producen los minerales de arcilla a determinadas longitudes de onda (Figura 1). El CR fue desarrollado para conectar por una línea recta dos máximos de reflectancia locales (Clark y Roush, 1984). Este proceso aísla bandas de absorción individuales en las que sus parámetros pueden ser medidos y comparados (Clark, 1999). Los parámetros geométricos fueron calculados de los espectros sobre el CR (Figura 1). La variable D mide la profundidad del rasgo de absorción en el centro de banda y la asimetría (AS) de la banda de absorción fue calculada por la relación entre la anchura en la parte izquierda y derecha de la banda en la mitad de su máximo de reflectancia (Ecuación1) (Dufrechou *et al.*, 2015):

$$AS = \frac{LWHD_{izq}}{RWHD_{der}} \quad (1)$$

2.2.2. Aproximación mediante el método de derivadas

La técnica de derivadas espectrales ha sido aplicada para eliminar señales de ruido de fondo, diferenciar solapamiento de bandas de absorción y revelar sutiles bajadas de reflectancia (Demetriades-Shah et al., 1990). Las bandas de absorción en los espectros originales se comportan como bandas gaussianas, en las que la segunda derivada puede ser conceptualizada como la pendiente de la primera derivada. Matemáticamente, se basa en utilizar diferencias finitas entre dos puntos adyacentes:

$$\left(\frac{dR}{d\lambda}\right)_i = \frac{R(\lambda_i) - R(\lambda_j)}{\Delta\lambda} \quad (2)$$

donde $R(\lambda)$ es la medida de la reflectancia en función a su longitud de onda; $\Delta\lambda=\lambda_j-\lambda_i$, siendo $\lambda_j > \lambda_i$.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Relación entre los parámetros geométricos y la composición mineralógica de arcillas

Las absorciones mostradas en zonas del VNIR revelan la presencia de óxidos de Fe. El cambio del centro de banda en posiciones alrededor de 900 nm explica la relación entre concentraciones variables de hematite/goethita. Es necesario caracterizar la banda secundaria alrededor de 470 nm para establecer la proporción diferencial entre ambos minerales. Una concentración mayoritaria de hematites se pone de manifiesto en centros de banda alrededor de 900 nm y a longitudes de onda más bajas. La relación entre D470/D900 por encima de 1 de algunas muestras evidencia un contenido mayoritario de goethita. El gráfico de correlación bivariante relaciona la posición del centro de banda en el rasgo de absorción en torno a los 900 nm (P900) con la profundidad de absorción alrededor de 470 nm (D470). La línea de tendencia presenta un valor $R^2=0{,}5767$ y los valores están situados, en general, por debajo de 920 nm y a bajas profundidades del rasgo de absorción a 470 nm, lo que expresa la concentración mayoritaria de hematites frente a goethita (Figura 2). Los tres amplios rasgos de absorción en el SWIR alrededor de 1400, 1900 y 2200 nm indican cantidades variables de minerales de arcilla, validadas en difracción de rayos X. Las bandas a 1400 y 2200 nm son estrechas, y se relacionan con la presencia mayoritaria de grupos hidroxilo (OH) y de aluminio unido a grupos hidroxilo (Al_2–OH) en la estructura de los minerales, fundamentalmente de filosilicatos dioctaédricos. La banda a 1900 nm es ancha, y muestra una asimetría en la mitad del ancho de banda hacia la

derecha. Esta banda se relaciona con el agua interlaminar presente en arcillas como esmectitas y vermiculita (Cariati *et al.* 1981).

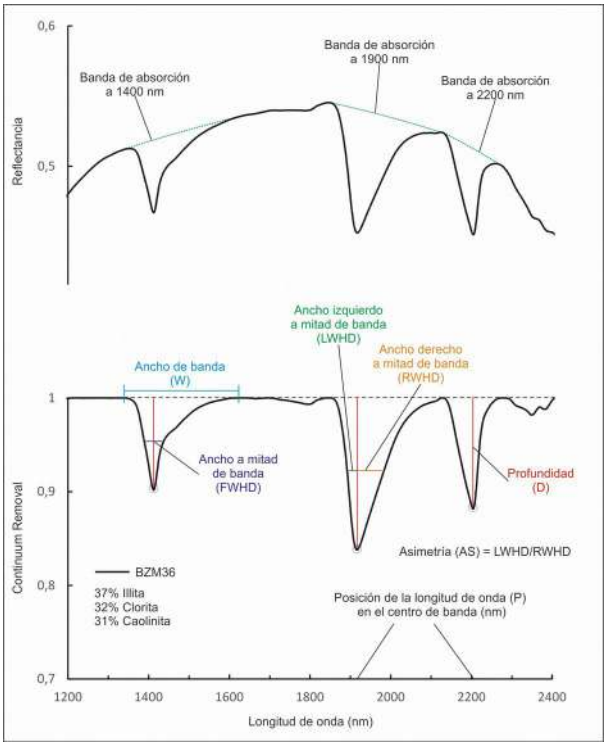


***Figura 1**. Parámetros geométricos medidos sobre el método del continuum removal (CR) en las bandas de absorción*

De los minerales mayoritarios presentes en las muestras analizadas, la caolinita es la que exhibe una mejor correlación con los datos espectrales, ya que está presente en alta concentración en la mayoría de muestras, y produce importantes rasgos de absorción en zonas del espectro infrarrojo debido a los enlaces Al_2–OH. Se ha establecido una relación entre la proporción de este mineral y la profundidad del rasgo espectral a 1410 y 2200 nm. El índice $R^2 = 0{,}4535$ entre la concentración de caolinita y la D900 demuestra la correlación positiva entre los óxidos de Fe y la caolinita como minerales de alteración (Figura 2).

3.2. Relación entre la profundidad de los rasgos de absorción aplicando el método de derivadas y la composición mineralógica de arcillas

Se obtienen buenos resultados en la diferenciación de los rasgos de absorción a 1390 y 1410 nm, y entre 2160 y 2208 nm, aplicando la segunda derivada. Los dos primeros rasgos de absorción son atribuidos a vibraciones del grupo $2\nu Al_2(OH)$. La banda de absorción relacionada con los modos de vibración $(\nu+\delta)Al_2OH$ aparece en muestras con altas concentraciones de caolinita a 2160 y 2208 nm (Figura 3).

A partir de 2300 nm se producen bajadas de reflectancia de mayor o menor medida en las curvas espectrales, así como pequeñas inflexiones desarrolladas entre 2350 y 2400 nm. Estas combinaciones de bandas de absorción son visibles en los picos de intensidad identificables en la segunda derivada, que se corresponden con la profundidad de los rasgos de absorción descritos en el espectro original.

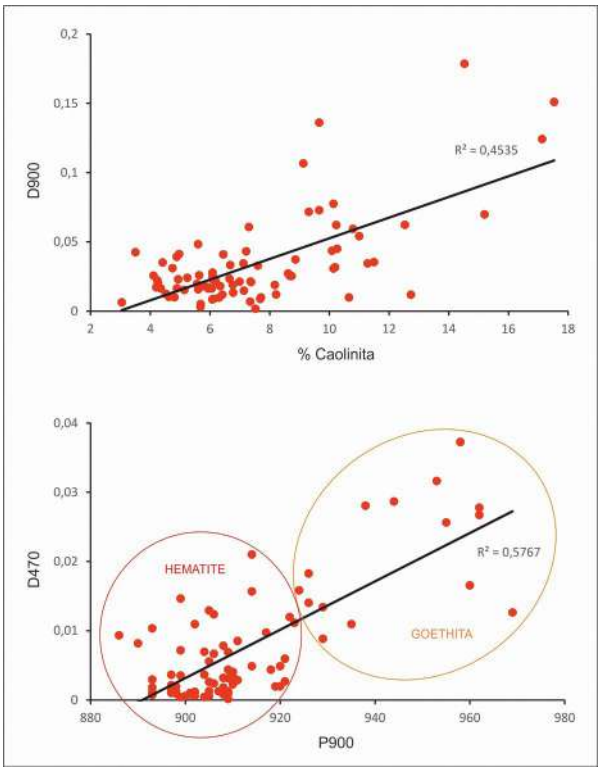


***Figura 2**. Medidas de correlación entre la concentración de caolinita y la profundidad del rasgo de absorción alrededor de 900 nm (D900); y entre la posición del centro de banda alrededor de 900 nm (P900) y la profundidad del rasgo de absorción alrededor de 470 nm (D470)*

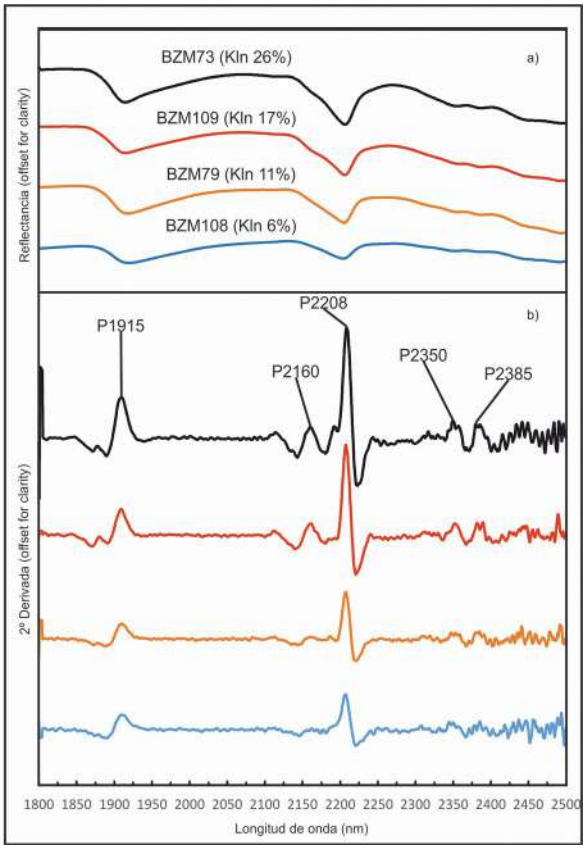


***Figura 3**. (a) Espectros de reflectancia medidos en el SWIR y su concentración de caolinita (Kln); (b) segunda derivada de las curvas espectrales en el SWIR.*

Estas inflexiones de bajada de reflectancia se relacionan con la combinación de bandas entre Mg–Fe(OH) (Bishop *et al.*, 2008) que probablemente son ocasionadas por filosilicatos como cloritas y/o vermiculitas.

4. CONCLUSIONES

La evaluación de los parámetros espectrales a través de los dos métodos utilizados nos sirve para estimar las diferentes concentraciones de mezclas minerales y su influencia con los rasgos de absorción a determinadas longitudes de onda. Los datos de espectroscopía de reflectancia medida en laboratorio serán integrados en la información suministrada por imágenes de teledetección multiespectral, como base para el desarrollo de una cartografía de detalle de áreas con diferente mineralogía de arcillas y óxidos de hierro. Esta diferenciación mineralógica explica las diferentes secuencias de alteración sufridas por los materiales sedimentarios del área estudiada.

5. AGRADECIMIENTOS

Trabajo financiado por los Proyectos CGL2016-77005-R y ESP2017-89045-R del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, y el Proyecto LE169G18 de la Junta de Castilla y León.

6. BIBLIOGRAFÍA

Ben-Dor, E., Banin, A. 1995. Near-Infrared Analysis as a Rapid Method to Simultaneously Evaluate Several Soil Properties. Soil Science Society of America Journal, Vol. 59, No. 2, 364-37.

Ben-Dor, E. 2002. Quantitative remote sensing of soil properties. Advances in Agronomy, Vol. 75, 173-243.

Bishop, J.L., Lane, M.D., Dyar, M.D., Brown, A.J. 2008. Reflectance and emission spectroscopy study of four groups of phyllosilicates: smectites, kaolinite-serpentines, chlorites and micas. Clay Minerals, 43, p. 35-54.

Cariati, F., Erre, L., Micera, G., Piu, P., Gessa, C. 1981. Water molecules and hydroxyl groups in montmorillonites as studied by near infrared spectroscopy. Clays and Clay Minerals, 29, 157-159.

Clark, R.N., Roush, T.L. 1984. Reflectance spectroscopy: quantitative analysis techniques for remote sensing applications. Journal of Geophysical Research, 89, 6329-6340.

Clark, R.N. 1999. Spectroscopy of Rocks and Minerals and Principles of Spectroscopy. In Remote Sensing for the Earth Sciences: Manual of Remote Sensing, 3nd ed., Vol. 3, pp. 3-58. Ed. by A.N. Rencz, ed., John Wiley & Sons Inc.

Demetriades-Sha, T.H., Steven, M.D., Clark, J.A. 1990. High resolution derivative spectra in remote sensing, Remote Sens. Environ. 33, 55-64.

Dufrechou, G., Grandjean, G., Bourguignon, A. 2015. Geometrical analysis of laboratory soil spectra in the short-wave infrared domain. Clay composition and estimation of the swelling potencial. Geoderma, 243, 92-107.

García-Meléndez, E., Ferrer-Julià, M., Bermejo, A., Suárez, M. 2004. Relación entre la respuesta espectral (visible - infrarrojo cercano) y la composición mineralógica de materiales sedimentarios del borde occidental de la Cuenca del Duero. Rev. Soc. Geol. España, 17 (1-2): 39-47.

García-Rivas, J., Suárez, M., García-Romero, E., García-Meléndez, E. 2018. Identification and classification of mineralogical associations by VNIR- SWIR spectroscopy in the Tajo basin (Spain). International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation, 72, 57-65.

Pérez-García, L.C. 1977. Los Sedimentos Auríferos del NO de la Cuenca del Duero (Provincia de León, España) y su Prospección. Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo, 403 pp.

Van der Meer, F. 2004. Analysis of spectral absorption features in hyperspectral imagery. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 5, 55-68.

Viscarra-Rossel, R.A., McGlynn, R.N., McBratney, A.B. 2006. Determining the composition of mineral-organic mixes using UV–vis–NIR diffuse reflectance spectroscopy. Geoderma, 137, 70-82.

Viscarra-Rossel, R.A., Cattle, S.R., Ortega, A., Fouad, Y. 2009. In situ measurements of soil colour, mineral composition and clay content by vis-NIR spectroscopy, Geoderma, 150, 253-266.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 433-436. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Caracterización Espectral de Pinturas Rupestres: Cueva Pintada (Gáldar, Gran Canaria)

González-Piqueras, J.[(1)], Onrubia, J.[(2)], Quintanilla, A.[(1)], Hernández, D.[(3)], Rodríguez, C.G.[(4)], Saenz, J.I.[(4)]
[(1)] Grupo de Teledetección y SIG, Universidad de Castilla-La Mancha, Instituto de Desarrollo Regional, Campus Universitario s/n, 02017 Albacete, España. jose.gonzalez@uclm.es
[(2)] Laboratorio de Arqueología, Patrimonio y Tecnologías Emergentes, Universidad de Castilla-La Mancha, Instituto de Desarrollo Regional, Facultad de Letras, Campus Universitario, 13071 Ciudad Real, España.
[(3)] TICS Aplicadas a la Precisión Agroforestal, Universidad de Castilla-La Mancha, Instituto de Desarrollo Regional, Campus Universitario s/n, 02017 Albacete, España.
[(4)] Museo y Parque Arqueológico Cueva Pintada, C/Audiencia, 2 – 35460 Gáldar, Gran Canaria - España.

Resumen: La disponibilidad de instrumentación portable de media y alta resolución espectral, tanto a nivel de observación puntual como de imagen, ha abierto la aplicación de las distintas técnicas de radiometría a la conservación del patrimonio en los últimos años. En este trabajo se hace una descripción de dos técnicas de radiometría para la caracterización y seguimiento de pigmentos rupestres en el caso particular de Cueva Pintada en Gáldar (Gran Canaria, España). Por un lado a nivel puntual aprovechando la alta resolución espectral y radiométrica en el rango de 400 a 2500 nm con un radiómetro ASD FieldSpec 3 Hi-Res® y, por otro, lado a nivel de imagen hiper-espectral con una cámara Hyperspec™ VNIR A-Series en el rango de 400 a 900 nm, con menor calidad espectral pero que establece un registro gráfico de dichos pigmentos. En el primer caso se ha hecho un análisis de 213 medidas de reflectividad espectral con puntos localizados dentro del sistema de coordenadas del yacimiento, lo que garantiza su repetibilidad, de los que se han extraído los pigmentos más puros dentro del mural a través de técnicas de intra-correlación y análisis de *endmembers*. De ellos se puede concluir que existen cuatro pigmentos principales como son los blancos que corresponden a halloysitas, los almagres o rojizos que corresponden a hematites con alto contenido en óxidos de hierro, el color negro que corresponde a la roca base y las arcillas o soportes. Estas primeras conclusiones encajan con trabajos previos hechos basados en muestra física y análisis con microscopia electrónica. Asimismo, el análisis de estos pigmentos puros o *endmembers*, permite valorar el nivel de mezcla en cada una de las muestras adquiridas, que se corresponde con los diferentes gradientes de color dentro del mural. Este código de análisis denominado Archeospec, se encuentra disponible como repositorio de software libre (https://github.com/demosense/archeospec). Los primeros análisis sobre fotogramas de la imagen en reflectancias muestran la posibilidad de visualizar la presencia de pigmentos en bajas cantidades, no apreciados en el visible pero que es posible hacer una primera estimación cuantitativa de su nivel de mezcla. De esta forma este trabajo establece una librería espectral de los pigmentos del yacimiento Cueva Pintada, con distintos niveles de mezcla en las zonas de muestreo y las regiones espectrales con mayor información. Adicionalmente, la imagen hiperespectral permite hacer un análisis de mezcla similar, regionalizando distintas zonas con pigmentos no apreciables en la región del visible.

Palabras clave: pigmentos, firma espectral, *endmembers*, imagen hiperespectral.

Spectral characterization of wall paintings: Cueva Pintada, Gáldar, Canary Islands

Abstract: *Availability of medium and high spectral resolution portable instruments at two levels, punctual observation and image, has opened the application of radiometric techniques to heritage conservation in the recent years. In this work there is a description of two radiometric techniques for the characterization and monitoring of wall pigments, in the particular case of Cueva Pintada in Gáldar (Gran Canaria, Spain), on the one hand with located samples taking advantage of a high spectral and radiometric resolution in the range of 400 to 2500 nm of a ASD FieldSpec 3 Hi-Res®, and on the other hand with an hyperspectral camera Hyperspec™ VNIR A-Series (Headwall photonics) in the range of 400 to 900 nm, to map the pigments at lower spectral resolution. In the first, 213 reflectance samples were acquired and located in the reference system within the archaeological site, to guarantee their repeatability, obtaining the most representative pigments in the wall applying techniques of intra-correlation and endmembers analysis. From this analysis it can be concluded that there are four main pigments, the whites that are halloysites, the reds that are hematites with a high content of oxo-hydroxides of iron-manganese, the black corresponding to the rock, and other mortars as clays. These first conclusions agree with previous works based on physical and electronic microscopic analysis. Likewise, the analysis of these pure pigments or endmembers, allow to quantify the mixture level on each of the acquired samples, that correspond to different gradients of color in the mural. The package used for the analysis is named Archeospec and it is available in an open source repository (https://github.com/demosense/archeospec). The first analysis of the images at reflectance level, show the possibility of observing the presence of different pigments at low quantities, not shown at the visible range. Finally, the work establishes a spectral library of the pigments in the archaeological site Cueva Pintada, with different levels of mixture and the spectral regions of more information. Additionally, with a similar technique, the hyperspectral image allow to analyze the mixture of the different pigments not shown in the visible spectral region.*

Keywords: *pigments, spectral signature, endmembers, hyperspectral image.*

1. INTRODUCCIÓN

La incorporación de nuevas técnicas para la observación y seguimiento de elementos pictóricos viene siendo un elemento de gran relevancia en los últimos años (Bacci, 2006; Cucci et al., 2013; Faigenbaum et al., 2012). Estas herramientas están basadas en la obtención de información sin entrar en contacto con la superficie bajo estudio. Dichas técnicas obedecen a la definición de teledetección. Tradicionalmente se han utilizado en el área de medio ambiente, en óptica, en medicina, agricultura, geología, etc…, y actualmente su potencial se está extendiendo a otros ámbitos de aplicación como la Arqueología y el Patrimonio. Dentro de este campo se ha aplicado en el seguimiento de elementos pictóricos en el entorno de museos (Casini et al., 2005), pero su extensión a entornos de arte rupestre está todavía en una fase incipiente. Estas aplicaciones han ido orientadas a la determinación de elementos puros dentro de la escena, es decir, a la caracterización inicial de los colores más importantes dentro de un motivo pictórico para, posteriormente, adquirir una imagen y obtener un cartografiado de estos. Estas técnicas han permitido realzar parte de una escena, observar estados de deterioro, delimitar elementos no percibidos en el rango de percepción del ojo humano, estudiar la influencia de las técnicas de restauración, etc… (Cucci et al., 2013; Guarneri et al., 2014). Llevar estas técnicas a entornos de arte rupestre supone un avance importante al permitir caracterizar y hacer un seguimiento de los elementos principales en la escena (pinturas y soporte). No obstante, existe una carencia importante sobre las técnicas y protocolos a utilizar tanto en la observación de alta resolución radiométrica a nivel puntual como en la extensión a imagen multi e hiperespectral (Liang, 2012). Desde la magnitud física a registrar, hasta el diseño de la iluminación pasando por el montaje y la repetibilidad de las medidas. Todo esto tiene que ir necesariamente orientado hacia la minimización del error en la medida. Por ello, el trabajo que se ha desarrollado en el yacimiento Cueva Pintada supone un reto importante al estar la instrumentación de espectro-radiometría integrada dentro de un proyecto más amplio de caracterización, modelización 3D y documentación. Por ello en el trabajo desarrollado se han introducido técnicas novedosas en la adquisición de datos de caracterización espectral a nivel puntual y de imagen, y en su tratamiento, así como en la integración de instrumentación para alcanzar dicho objetivo. Se dibuja así, dentro de la radiometría y la teledetección de rango cercano, un campo de aplicación que en los últimos años está experimentando una notable expansión.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los trabajos se han desarrollado en el entorno museístico de Cueva Pintada (http://www.cuevapintada.com/), situada en Gáldar (Gran Canaria). Aunque la adquisición de datos se ha hecho sobre el conjunto del yacimiento



***Figura 1**. En la imagen se muestra una panorámica del mural principal dentro de la cámara policromada.*



***Figura 2**. En la imagen izquierda la adquisición de una muestra de reflectividad espectral puntual. En la imagen derecha se muestra el montaje experimental de la cámara de barrido con el sistema de iluminación.*

incluyendo otras estructuras anexas, las labores principales se han centrado en los murales que decoran el testero de la conocida como cámara policromada. Para el desarrollo de los trabajos de radiometría se han utilizado un radiómetro ASD FieldSpec HI-Res® (unidad 16206) y una cámara hiperespectral Hyperspec™ VNIRA-Series 400-1000 nm fabricada por Headwall Photonics. En el primer caso, el sistema de iluminación ha sido la lámpara que lleva implementada la sonda de contacto, lo que garantiza la estabilidad de la medida en reflectancias entre el panel de referencia Spectralon® y la muestra (Figura 2) dentro del rango espectral de 400-2500 nm.

Para la adquisición de las imágenes hiperespectrales se ha diseñado un sistema de iluminación especial adaptado a las características espectro-ópticas de la cámara. Las exigencias del entorno marcan una iluminación de baja intensidad, es decir la transmisión de calor debe ser mínima desde la lámpara hacia la muestra, con una distribución homogénea en el campo de visión de la cámara (en este caso una cámara lineal de barrido). En esta aplicación experimental se trabaja a una distancia de 80 a 100 cm del panel que tiene una huella máxima sobre el mismo de 40 cm de longitud. Sobre la base de trabajos previos (Sánchez-Moral et al., 2002) se diseñó un muestreo de 12 medidas radiométricas inicial que se ha ampliado a un set de 192 muestras adicionales sobre el resto del panel y del yacimiento. Estas medidas se hicieron entre el 16 y 20 de noviembre de 2015. Todas ellas, adquiridas en términos de reflectancia y geolocalizadas en sus coordenadas (x,y,z).

Las imágenes hiperespectrales se registraron entre el 15 y el 19 de octubre de 2018. La adquisición se hizo mediante barridos de 40 cm de alto por 50 cm de ancho, con un solape mínimo del 40% entre tomas con un total de 213 fotogramas para cubrir los paneles laterales y frontal.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Firmas espectrales

Se han procesado las firmas espectrales para determinar las zonas de mayor contraste y discernibilidad con el fin de conocer los pigmentos principales dentro del yacimiento. Se ha aplicado un análisis de intra-correlación seguido de un algoritmo sencillo k-means para determinar las muestras que indican un mayor grado de pureza del pigmento (Lysandrou et al., 2017).

Una vez se han obtenido estos espectros principales –que indican los pigmentos básicos en el mural–, se ha aplicado un algoritmo de *unmixing* para establecer en cada una de las muestras el grado de mezcla de los pigmentos principales (Lysandrou et al., 2017). El código Archeospec desarrollado en R® de procesado de las medidas espectrales, se encuentra publicado en la base de datos open source para el tratamiento de librerías espectrales (https://github.com/demosense/archeospec).

El resultado de dicho análisis muestra el dominio de tres pigmentos principales: halloysitas (blancos), arcillas (soportes del mural) y hematitas (óxidos de hierro de color almagre), junto al color negro que corrobora otros trabajos donde se indicaba que corresponde a la roca soporte (Figura 3).

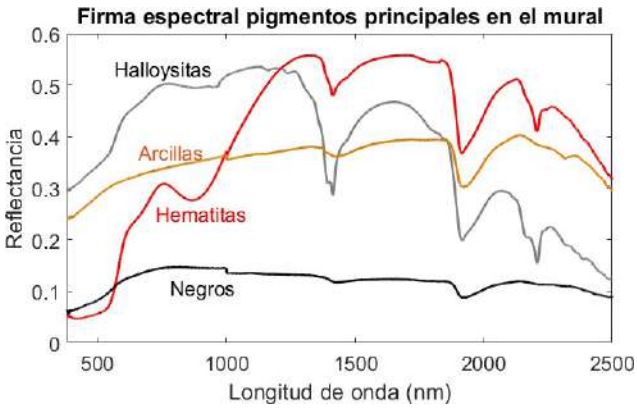


***Figura 3**. Determinación de los pigmentos principales dentro del mural: hematitas, arcillas, halloysitas y negros (mezclas de Mg, Fe, Mn, Ti, K y Ca).*

3.2. Imagen

Las imágenes dentro del barrido muestran la distribución de los pigmentos y se pueden apreciar ya algunos elementos que resultan de interés. Sirva como caso particular, en un primer análisis, el hecho de que sobre uno de los fotogramas se puede apreciar la aportación del infrarrojo cercano sobre la presencia de pigmentos rojos en él (Figura 4), fruto de otros repintados o arrastres por filtraciones de agua en la roca soporte. En dicha figura, en el visible no se observa presencia de pequeñas componentes de almagres cuando a nivel espectral la firma en esas zonas muestra un cierto nivel de mezcla (Figura 4 inferior izquierda y derecha). De este panel se obtienen los pigmentos de mayor pureza y su grado de mezcla, de forma similar a como se hizo en el análisis previo de las medidas puntuales.

Así, las imágenes adquiridas suponen una base de datos para futuros análisis en profundidad de tipo cuantitativo y seguimiento de los propios murales.

4. CONCLUSIONES

Las técnicas de radiometría muestran la capacidad de obtener información cuantitativa a partir de la firma espectral de los distintos pigmentos aplicados en murales. El principal potencial de esta técnica es la capacidad de hacer un estudio cuantitativo de dichos pigmentos sin establecer un contacto físico con los mismos y por tanto sin alterar las superficies. Para ello, es necesario diseñar sistemas de iluminación de baja potencia, para garantizar la mínima alteración microclimática del entorno, así como sistemas de observación tanto a nivel puntual como a nivel de imagen con un umbral de señal/ruido adecuado para el estudio cuantitativo. Con el estudio mostrado en este trabajo a nivel puntual, con instrumentos de alta resolución espectral y radiométrica, se puede complementar de forma importante los estudios previos hechos con muestra química sobre los pigmentos predominantes en los murales, así como establecer un seguimiento futuro en la evolución de estos. A nivel de imagen, se complementa esta información con su distribución y la aparición de distintas mezclas en zonas de difícil localización en la región visible, debido a arrastres de pigmentos o alteraciones en distintas fases de repintados. No obstante, estos datos quedan a disposición de futuros análisis.

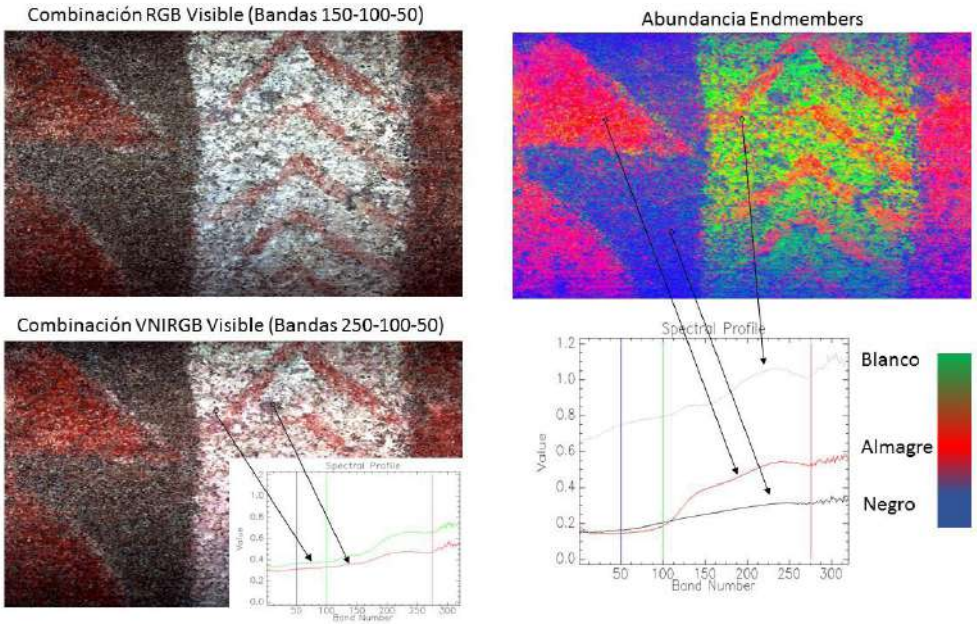


***Figura 4**. En la parte superior izquierda se han seleccionado tres bandas en el visible (150-100-50) y en la parte inferior izquierda se ha representado un VNIR-G-B, donde se resaltan los tonos rojizos, indicando una presencia de tonos almagres y blancos sobre el fondo negro. En la parte derecha se han obtenido los endmembers o pigmentos con mayor pureza (blanco, almagre y negro) en la escena y se ha clasificado su abundancia mediante un gradiente de colores (figura inferior derecha).*

5. AGRADECIMIENTOS

El trabajo se ha llevado al amparo del "Convenio de colaboración entre el Cabildo de Gran Canaria y la Universidad de Castilla-La Mancha para el registro arqueológico de Cueva Pintada mediante escaneado de alta resolución y fotografía multiespectral" (UCTR160387). A Sergio Sánchez Prieto, Ángel Marchante Ortega y Alonso Garrido Limiñana por su colaboración en el diseño experimental y procesado de datos.

6. BIBLIOGRAFÍA

Bacci, M., 2006. Non-Invasive instrumentation for detection and colour control of paintings and art works. Archeometriai Mühely: 46-50.

Casini, A. et al., 2005. Fiber optic reflectance spectroscopy and hyper-spectral image spectroscopy: Two integrated techniques for the study of the "Madonna dei Fusi", Proceedings of SPIE - The International Society for Optical Engineering, pp. 1-8.

Cucci, C., Casini, A., Picollo, M., Stefani, L., 2013. Extending Hyper-Spectral Imaging from Vis to NIR spectral regions: A novel scanner for the in-depth analysis of polychrome surfaces, Proceedings of SPIE - The International Society for Optical Engineering.

Faigenbaum, S. et al., 2012. Multispectral images of ostraca: Acquisition and analysis. Journal of Archaeological Science, 39(12): 3581-3590.

Guarneri, M. et al., 2014. 3D remote colorimetry and watershed segmentation techniques for fresco and artwork decay monitoring and preservation. Journal ofArchaeological Science, 46(1):182-190.

Liang, H., 2012. Advances in multispectral and hyperspectral imaging for archaeology and art conservation. Applied Physics A: Materials Science and Processing, 106(2): 309- 323.

Lysandrou, V., Cerra D., Agapiou, A., Charalambous, E., Hadjimitsis, D.G. 2017, Towards a spectral library of Roman to Early Christian Cypriot floor mosaics, Journal of Archaeological Science: Reports 14:782-791.

Sánchez-Moral., S., Garcia-Guinea, J., Sanz-Rubio, E., Cañaveras, J.C., Onrubia-Pintado, J., 2002, Mortars, pigments and saline efflorescence from Canarian pre-Hispanic constructions (Galdar, Grand Canary Island), Construction and Building Materials,16: 241-250

SECCIÓN 09

LiDAR

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 439-442. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Comparación de parámetros de olivos a partir de UAV y datos LiDAR aéreos

López-Cortés, I.[(1)], Martí-Gavilá, J.[(2)], Estornell, J.[(3)], Fernández-Sarría, A.[(3)]
[(1)] Departamento de Producción Vegetal, Universitat Politècnica de València, Camino de Vera s/n, 46022, Valencia, España. islocor@upv.es
[(2)] Instituto de Investigación para la Gestión Integrada de Zonas Costeras – IGIC. Universitat Politècnica de València, Campus Gandia, c/ Paranimf, 1, 46730 Grao de Gandia, Valencia, España.
[(3)] Grupo Cartografía GeoAmbiental y Teledetección – CGAT. Universitat Politècnica de València, Camino de Vera s/n, 46022 Valencia, España.

Resumen: En este trabajo se compararon la altura total y de copa, diámetro de copa y de tronco de un conjunto de olivos a partir de imágenes tomadas desde un UAV y datos LiDAR aéreos. Para ello, se seleccionaron 40 olivos en dos parcelas del término municipal de Viver (Castellón, España). Se aplicaron algoritmos *Structure From Motion* (SfM) sobre las imágenes tomadas desde un UAV para la generación de las nubes de puntos 3D. A partir de estos datos (nubes de puntos LiDAR y UAV) se obtuvieron los siguientes parámetros para cada árbol: área y diámetros de copas, elevaciones máximas, mínimas, medias y desviación estándar de los puntos de las copas. Destacar los resultados obtenidos en la altura total y el diámetro de copa derivada de las nubes de puntos SfM con valores de R^2 de 0,83 en ambos casos. Además, se observó una mejora significativa en la precisión de las alturas totales y de copa de los olivos utilizando datos SfM en comparación al sistema LiDAR aéreo. Los datos del sistema LiDAR aéreo de baja densidad generaron buenos resultados especialmente en la estimación del diámetro de tronco.

Palabras clave: SfM, CHM, MDS, MDE, UAV, LiDAR.

Comparison of olive tree parameters from an unmanned aerial vehicle and Airborne LiDAR data

Abstract: *In this study, the total and crown height, crown and stem diameter of a set of olive trees were compared using processed data from an unmanned aerial vehicle and Airborne LiDAR data. To do this, 40 olive trees were selected in two plots of Viver (Castellon, Spain). Structure From Motion (SfM) algorithms were applied to the images taken from a UAV for the generation of 3D point clouds. From these data (LiDAR and UAV 3D clouds), the following parameters were obtained for each tree: area and diameter of crowns, maximum, minimum, average and standard deviation of the point elevations. Highlight the results obtained for total height and crown diameter derived from SfM point clouds with R^2 values of 0.83 in both cases. Furthermore, a significant improvement of total and crown height accuracy using SfM data was observed compared to the Airborne LiDAR system. Airborne LiDAR data generated good results, especially in the estimation of stem diameter.*

Keywords: *SfM, CHM, MDS, MDE, UAV, LiDAR.*

1. INTRODUCCIÓN

La creciente disponibilidad de información geográfica en sus múltiples formatos junto al desarrollo de nuevas tecnologías de observación terrestre a un coste asequible como UAVs (LiDAR e imágenes), permite generar nuevas líneas de investigación en agricultura enfocadas a la estimación, inventariado y gestión de recursos procedentes de las plantaciones frutales.

Estudios recientes indican que la biomasa residual de los árboles agrícolas puede ser estimada a partir de parámetros dendrométricos como altura del árbol, altura de la copa y diámetro de la copa (Velázquez-Martí et al., 2014; Velázquez-Martí et al., 2011). El proceso de medición en campo de estos parámetros a gran escala conlleva altos costes en personal y tiempo. En consecuencia, es de gran interés la determinación de estos parámetros de manera automática a gran escala y con una precisión aceptable.

Desde hace algunos años, la tecnología LiDAR ha sido la principal forma de obtener nubes de puntos 3D. Sin embargo, los avances en el campo de la visión por ordenador combinados con los fundamentos de fotogrametría han permitido la generación de nubes de puntos 3D a partir de fotografías tomadas con cámaras no calibradas e instaladas en UAVs. Para ello se utilizan algoritmos basados en técnicas fotogramétricas y visión por ordenador como *Structure from Motion* (SfM) (Wallace et al., 2016). Esta técnica se basa en la identificación de manera automática de elementos comunes en un conjunto de imágenes, calculando la posición y orientación de la cámara y de cada imagen con solape y ajustando en bloque de manera iterativa el conjunto de imágenes para reconstruir las escenas en 3D. Ubicando y midiendo puntos con coordenadas GNSS en las fotografías se puede obtener una nube de puntos de alta densidad escalada y en el sistema de referencia ETRS89.

El empleo de plataformas UAV en la agricultura está potenciando el desarrollo de nuevas líneas de investigación. Los datos así obtenidos, de gran detalle espacial, elevada repetitividad y bajo coste, están siendo aplicados en agricultura de precisión (Díaz-Varela et al., 2015; Torres-Sánchez et al., 2015; Zarco-Tejada et al., 2014), si bien es necesario avanzar y adaptar esta tecnología sobre

cultivos frutales y comparar los resultados obtenidos mediante otras tecnologías como el LiDAR aéreo.

En este trabajo se estimaron los parámetros altura total, altura de copa, diámetro de copa y de tronco de olivos a nivel de árbol individual procesando datos de un sensor LiDAR aéreo e imágenes en visible tomadas desde UAV, plataformas en auge y con un menor coste de captura.

2. MATERIALES Y DATOS

En este trabajo se han utilizado dos conjuntos de datos. El primero consiste en datos LIDAR correspondientes al PNOA (cedido por © IGN), con las características siguientes: fecha de vuelo 24 al 27 de enero de 2018; sensor: LM7800; altura media: 3000 m s.n.m.; frecuencia de pulso: 26 6667 Hz; FOV transversal de la toma de puntos LiDAR: 50°; frecuencia de escaneado: 100 LxS; velocidad del avión: 160 knots; 2 ptos/m^2 de media.

El segundo grupo de datos son nubes de puntos de alta densidad obtenidas por técnicas de fotogrametría automatizada (SfM) aplicada sobre 270 fotografías aéreas tomadas con un UAV. El vuelo se realizó los días 21 y 27 de diciembre de 2017 por la empresa IDS (Idronsystems, https://idronesystems.com/). Se empleó un octocóptero TOPODRON FV8, con sensor de presión, giróscopos y acelerómetros integrados y antena GNSS con precisión métrica. La plataforma navega basándose en GNSS, estabilizando su posición gracias a los sensores inerciales, manteniendo su altitud gracias a un sensor de presión y corrigiendo la orientación mediante una brújula electrónica. La carga de pago (o carga operativa), fue la cámara fotográfica ILCE-5000, de SONY, no calibrada, con una resolución máxima de 24,3 Mpix, y un tamaño de píxel en el sensor de 0,0044 mm. Se empleó una focal de 16 mm para capturar un mayor campo de visión, definiendo la velocidad del obturador en 1/800 y dejando en modo automático tanto la ISO como la apertura del diafragma.

El área de trabajo se segmentó en 2 parcelas para optimizar los tiempos de vuelo y la captura de imágenes. Para cada una de ellas se realizó un proyecto de vuelo específico, con solapes mínimos entre fotografías del 60%. En la parcela 1 se tomaron 26 imágenes a una altura de vuelo de 92 m, mientras que en la parcela 2, de mayor tamaño, se tomaron 244 fotografías (incluyendo parcelas colindantes) a una altura de vuelo de 90 m.

Los apoyos se realizaron con receptor Leica GPS1200. Se analizó la distribución óptima (homogénea por toda la parcela) de los apoyos. Su materialización en el terreno se realizó mediante dianas blancas/negras circulares de 40 cm de radio, en cuyo centro se determinaron las coordenadas.

El procesamiento fotogramétrico se hizo con PhotoScan Professional v.1.2.5 (www.agisoft.com), el cual calibra cámaras, reconstruye la geometría de la captura fotográfica, dota de georreferenciación y geometría y genera nubes de puntos de alta densidad a partir de múltiples vistas. Se trabajó con dos proyectos independientes (uno por zona), obteniendo una nube de puntos ajustada a la parcela 1 de unos 4 millones de puntos (densidad media de 239 ptos/m^2 en copa), mientras que en la zona 2 la nube de puntos era de casi 27 millones de puntos (densidad media de 540 ptos/m^2 en copa). En la figura 1 se aprecia un fragmento de la parcela 2 con varias pasadas de vuelo y sus imágenes.

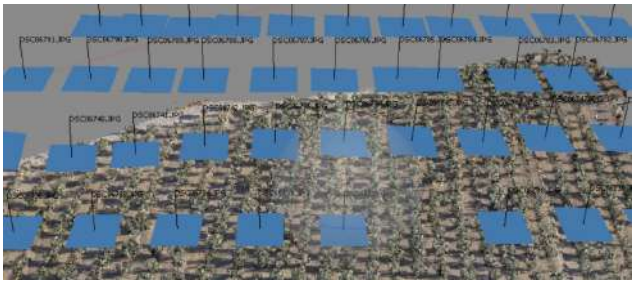


Figura 1. *Fragmento de la parcela 2 con parte de las fotografías y pasadas realizadas.*

En cuanto al apoyo geodésico, se han empleado 17 puntos. Tras su identificación sobre los fotogramas se ha realizado una estimación del ajuste en bloque. Los resultados muestran errores totales de entre 12 y 34 cm. (en la tabla 1 se detallan los errores planimétricos y altimétricos).

Tabla 1. *Errores (en metros) cometidos en los apoyos por GNSS tras aplicar la transformación en bloque.*

Zona	Apoyos	E. total	E. X	E. Y	E. Z	Fotos
2	12	0,34	0,14	0,14	0,28	244
4	5	0,12	0,09	0,07	0,02	26

El área de trabajo se localizó en el término municipal de Viver (Castellón). Se localizaron dos parcelas de *Olea europea* variedades arbequina (Parcela 1) y picual (Parcela 2). Se seleccionaron 40 árboles (25 árboles en la primera parcela y 15 en la segunda) cubriendo un rango variable, continuo y representativo de tamaños. Para ello se seleccionó el diámetro de tronco como parámetro para diferenciar el tamaño de los árboles. Los valores de este parámetro en los árboles seleccionados siguieron una distribución normal con el estadístico Z de Kolmogorov-Smirnov 0,82 y p-valor 0,51. En cada árbol se midió el diámetro de tronco mediante una cinta pi a 0,6 m de altura, 4 diámetros de copa en las direcciones N-S, E-O, NE-SO y NO-SE (cuya media es el valor usado) utilizando una cinta métrica, 4 medidas de las alturas desde el suelo a la primera rama viva por árbol, también con cinta, y 3 valores de altura total (cuya media es el valor usado) utilizando una pértiga. La altura de copa se obtuvo a partir de la diferencia entre el valor promedio de altura total y el valor promedio de las 4 alturas del suelo a la primera rama viva. Los estadísticos de los datos medidos en campo se pueden observar en la tabla 2.

Tabla 2. *Estadísticos de los olivos medidos en campo.*

Parámetro (m)	μ	σ	Max	Min
Altura total	3,81	0,76	4,98	2,58
Altura copa	3,25	0,82	4,48	1,70
Diámetro copa	4,97	0,96	6,46	2,44
Diámetro tronco	0,16	0,07	0,32	0,07

3. METODOLOGÍA

A partir de las nubes de puntos 3D (LiDAR y UAV) se calcularon para cada conjunto de datos un MDT, un MDS y un MDS normalizado (MDSn). Para ello se utilizó el programa ArcGIS® software by Esri generando estructuras

Terrain Dataset. Para la generación del MDT se utilizó una ventana de búsqueda de puntos con elevación mínima en un vecindario de 2×2 m. Se observó que este parámetro fue adecuado teniendo en cuenta las características de la zona de estudio: zonas sin vegetación entre filas de árboles y pendiente suave. El MDT final se exportó utilizando una resolución de 0,5×0,5 m. El MDS se calculó utilizando una ventana de 0,5×0,5 m seleccionando los puntos con elevación máxima en su interior. A partir de estas superficies se calculó la diferencia obteniendo el MDSn de 0,5×0,5 m. De esta imagen se derivó la clase de olivos reclasificando el MDSn a partir del intervalo de alturas (0,57-6 m). El primer valor de este intervalo correspondió al promedio de las alturas del suelo a la primera rama viva de todos los árboles observados y el segundo a la altura máxima observada de olivos. La imagen reclasificada se transformó a polígonos obteniendo las copas de los olivos y su área (Area).

A partir de los polígonos de las copas se extrajeron los valores de los diámetros siguiendo la siguiente metodología: a) generación de un campo con los identificadores de los árboles seleccionados; b) cálculo de los centroides; c) extracción capa puntos a partir vértices de los polígonos; c) cálculo de distancias centroides a cada vértice; d) cálculo del radio medio por árbol; e) el diámetro de cada copa (Dc) se obtuvo multiplicando por 2 el valor del radio medio.

Por otro lado, las copas de los árboles se superpusieron espacialmente con las nubes de puntos (LiDAR y UAV) para calcular las estadísticas valor mínimo (Min), máximo (Max), media (μ) y desviación estándar de las elevaciones (σ) de los puntos en el interior de las copas con altura mínima superior a 0,57 m (promedio de las alturas del suelo a la primera rama viva de todos los árboles observados).

Los parámetros altura total (Ht) y de copa (Hc), diámetros de copa (Dc) y tronco (Dt) medidos en campo se estimaron a partir de los parámetros antes comentados (Area, Dc, Min, Max, μ_L y σ_L) derivados de las nubes de puntos LiDAR y UAV y se analizaron utilizando los valores de los coeficientes de determinación y RMSE. La nomenclatura usada es la siguiente:

- LiDAR: Dc_L, $Area_L$, Min_L, Max_L, μ_L, σ_L

- UAV: Dc_{UAV}, $Area_{UAV}$, Min_{UAV}, Max_{UAV}, μ_{UAV}, σ_{UAV}

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvieron en general modelos más precisos para estimar las variables Ht, Hc y Dc utilizando datos adquiridos con el UAV con valores máximos de R^2 de 0,83 para los casos de Ht y Dc (Tabla 3). Para estas variables se obtuvieron unos valores de RMSE de 0,31 m (8% del valor medio de Ht medido en campo) y 0,39 m (7,8% del valor medio de Dc), respectivamente. En el caso de la altura total, los mejores resultados obtenidos al utilizar dispositivos UAVs se pueden explicar teniendo en cuenta la mayor capacidad de esta tecnología para definir y registrar las partes elevadas de las copas (Figura 2). Además, se analizaron las diferencias entre las alturas totales medidas en campo y los valores de altura máxima obtenidos por UAV y LiDAR. El valor medio de las diferencias en el primer caso fue de –0,01 m y en el segundo de 0,58 m lo que indica la mayor precisión de los datos tomados desde UAVs para obtener esta variable. Además, los resultados obtenidos coincidirían con los estudios previos en los que indicaron que los datos LiDAR aéreos subestiman la altura total en árboles frutales (Hadás et al., 2017; Estornell et al., 2015).

El diámetro de copa obtenido con imágenes del UAV (R^2=0,83, RMSE=0,39 m) fue más preciso que el resultante de las variables medidas en la nube LiDAR (R^2=0,75, RMSE=0,46 m).

En cuanto a la estimación de la altura de la copa se observaron mayores diferencias al utilizar datos LiDAR obteniendo un valor de R^2 de 0,72 frente al valor de 0,79 para el caso de utilizar UAV (Tablas 3 y 4). En este sentido fue interesante comparar la altura del suelo a la primera rama viva medida en campo y el valor de este parámetro obtenido a partir de los datos del UAV obteniendo una diferencia media de –0,02 m. Al comparar este parámetro con la altura mínima de la copa derivada del LiDAR la diferencia media fue de –0,71 m indicando que la altura de la primera rama viva de la copa es sobreestimada con LiDAR y dado que se subestima la altura máxima, como se ha comentado anteriormente, se genera una subestimación significativa de la altura de copa (Figura 2). Los mejores resultados obtenidos a partir del UAV pueden explicarse teniendo en cuenta que se adquieren imágenes de toda la copa de los árboles incluidas las partes laterales pudiendo generar una nube de puntos 3D de mayor detalle, incluidas estas partes (Figura 2).

Por lo que respecta a la estimación del diámetro de tronco, éste se obtuvo con mayor precisión a partir de los parámetros derivados de LiDAR (área de la copa y desviación estándar de las elevaciones de los puntos en el interior de las copas) con valores de R^2 y RMSE de 0,84 y 0,03 m (18% del valor medio de Dt medido en campo), respectivamente. Resultados similares se obtuvieron en otros estudios a partir de la información del LiDAR aéreo (Estornell et al., 2018).

Tabla 3. *Parámetros estimados a partir de estadísticos de las nubes de puntos 3D del UAV. RMSE en metros.*

Parámetro	Ecuación	R^2	RMSE
Ht (m)	$Ht = 1{,}39 \cdot \mu_{UAV} + 0{,}42$	0,83	0,31
Hc (m)	$Hc = 1{,}47 \cdot \mu_{UAV} - 0{,}32$	0,79	0,36
Dc (m)	$Dc = 0{,}77 \cdot Dc_{UAV} + 1{,}62$	0,83	0,39
Dt (cm)	$Dt = 0{,}84 \cdot Area_{UAV} + 5{,}47$	0,76	0,03

Tabla 4. *Parámetros estimados a partir de estadísticos de las nubes de puntos 3D de LiDAR. RMSE en metros.*

Parámetro	Ecuación	R^2	RMSE
Ht (m)	$Ht = 1{,}19 \cdot Max_L - 0{,}05$	0,78	0,35
Hc (m)	$Hc = 1{,}24 \cdot Max_L - 0{,}76$	0,72	0,42
Dc (m)	$Dc = 0{,}88 \cdot Dc_L + 0{,}95$	0,75	0,46
Dt (cm)	$Dt = 0{,}61 \cdot Area_L + 23{,}43 \cdot \sigma_L - 4{,}21$	0,84	0,03

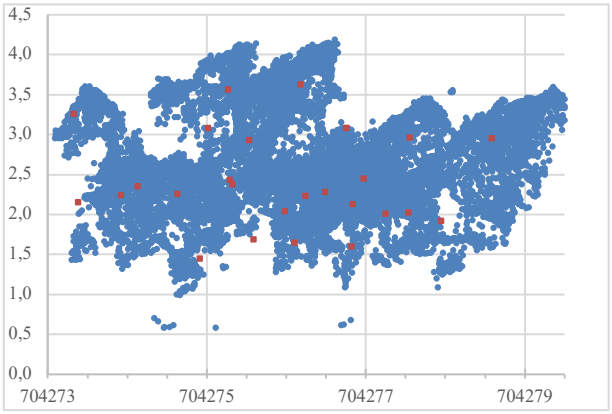


Figura 2. *Alzado en el plano XY de los puntos de copa de un olivo representativo de la parcela 2 obtenidos por UAV (● azul) y por LiDAR (■ rojo). Coordenadas X (UTM) y alturas normalizadas en metros.*

5. CONCLUSIONES

En este estudio se ha demostrado que la aplicación de algoritmos SfM sobre imágenes tomadas desde un UAV proporcionan buenos resultados en la estimación de los principales parámetros de los olivos Ht, Hc, Dc y Dt no generando subestimación de las alturas totales y de copas comparado con los resultados tomados por un sistema LiDAR. Respecto a la magnitud horizontal Dc, ambas metodologías permiten obtener resultados parecidos, si bien el empleo de técnicas fotogramétricas automatizadas sobre imágenes de UAVs se muestra más precisa. Destacar por último los buenos resultados de Dt obtenidos con datos LiDAR de baja densidad.

6. BIBLIOGRAFÍA

Díaz-Varela, R., de la Rosa, R., León, L., Zarco-Tejada, P. 2015. High-Resolution airborne UAV imagery to assess olive tree crown parameters using 3D photo reconstruction: Application in breeding trials. Remote Sensing, 7(4), 4213–4232.

Estornell, J., Ruiz, L.A., Velázquez-Martí, B., López-Cortés, I., Salazar, D., Fernández-Sarría, A. 2015. Estimation of pruning biomass of olive trees using airborne discrete-return LiDAR data. Biomass and Bioenergy, 81, 315-321.

Estornell, J., Velázquez-Martí, B., Fernández-Sarría, A., Martí, J. 2018. Lidar methods for measurement of trees in urban forests. Journal of Applied Remote Sensing, 12(4), 046009-1 - 046009-17

Hadás, E., Borkowski, A., Estornell, J., Tymkow, P. 2017. Automatic estimation of olive tree dendrometric parameters based on airborne laser scanning data using alpha-shape and principal component analysis. GIScience & Remote Sensing

Torres-Sánchez, J., López-Granados, F., Serrano, N., Arquero, O., Peña, J.M. 2015. High-Throughput 3-D monitoring of agricultural-tree plantations with unmanned aerial vehicle (UAV) technology. PLoS ONE, 10(6).

Velázquez-Martí, B., Fernández-González, E., López-Cortés, I., Salazar-Hernández, D. 2011. Quantification of the residual biomass obtained from pruning of trees in Mediterranean olive groves. Biomass and Bioenergy, 35 (7), 3208-3217.

Velázquez-Martí,B., López-Cortés, I., Salazar, D.M. 2014. Dendrometric analysis of olive trees for wood biomass quantification in Mediterranean orchards. Agroforestry Systems, 88 (5), 755-765.

Wallace, L., Lucieer, A., Malenovský, Z., Turner, D., Vopenka, P. 2016. Assessment of Forest Structure Using Two UAV Techniques: A Comparison of Airborne Laser Scanning and Structure from Motion (SfM) Point Clouds. Forests, 7, 62.

Zarco-Tejada, P.J., Diaz-Varela, R., Angileri, V., Loudjani, P. 2014. Tree height quantification using very high resolution imagery acquired from an unmanned aerial vehicle (UAV) and automatic 3D photo-reconstruction methods. European Journal of Agronomy, 55, 89–99.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 443-446. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Análisis de posiciones y densidades TLS (*Terrestrial Laser Scanning*) para optimizar la estimación de parámetros forestales

Torralba, J., Ruiz, L.A., Carbonell-Rivera, J.P., Crespo-Peremarch, P.
Geo-Environmental Cartography and Remote Sensing Group (CGAT), Department of Cartographic Engineering, Geodesy and Photogrammetry, Universitat Politècnica de València, Camino de Vera, s/n, 46022 Valencia, España.
jetorpe@upv.es

Resumen: En las últimas décadas se ha investigado la viabilidad y eficiencia del uso del TLS (*Terrestrial Laser Scanning*) en la realización de inventarios forestales. La adquisición de las nubes de puntos en campo implica definir los puntos de ubicación del sensor para registrar la mayor proporción de parámetros forestales en la parcela. En este estudio se realizó un análisis de 31 combinaciones de posiciones de escaneo TLS, considerando desde un escaneo simple en el centro de la parcela hasta un escaneo múltiple de 9 escaneos en 28 parcelas de bosque Mediterráneo. Se generaron modelos de regresión lineal múltiple para la obtención de la altura dominante de la parcela y la biomasa aérea total, a partir de las métricas de distribución de alturas de las nubes de puntos en cada combinación. También se analizó la evolución de la precisión de los modelos seleccionados al reducir aleatoriamente la densidad de puntos. En el análisis del número de escaneos TLS se observa que el aumento del número de tomas no implica una mejora en los modelos para ninguna de las dos variables. Por otro lado, el estudio de la reducción de densidad de puntos muestra para ambas variables forestales que la precisión del modelo de regresión no comienza a decrecer significativamente hasta reducir la nube a una centésima parte de la densidad original de puntos.

Palabras clave: láser escáner terrestre (TLS), estructura forestal, escaneo múltiple, submuestra aleatoria.

Analyzing the position and density distributions of the Terrestrial Laser Scanning (TLS) to retrieve forest parameters

Abstract: *In the last decades, the feasibility and efficiency of using TLS (Terrestrial Laser Scanning) in forest inventories have been studied. Data acquisition requires defining the scan locations to register the largest proportion of forest parameters in the plot. In this study, 31 location combinations of TLS scanners, from a single scan in the center of the plot to nine scans, were analyzed in 28 plots in a Mediterranean forest. Multiple linear regression models were generated to estimate mean height and aboveground biomass (AGB) from point cloud elevation metrics from each combination of scan locations. Additionally, the accuracy variation of the selected models by randomly reducing the point density was also analyzed. The analysis of the number of TLS scans shows that an increment in the number of scans does not necessarily mean an improvement in the statistical models for either variable. Results show for both variables that the influence of the point density on the accuracy of the regression model is significant when its value drops below one hundredth part of the initial point density.*

Keywords: *Terrestrial Laser Scanner (TLS), forest structure, multi-scan, random subsample.*

1. INTRODUCCIÓN

El láser escáner terrestre (TLS; *Terrestrial Laser Scanner*) permite la obtención de una nube de puntos 3D de los objetos localizados a su alrededor, basándose para ello en el tiempo que el haz láser tarda en interceptar un objeto y volver al instrumento. Este dispositivo ha sido empleado en diferentes disciplinas, en concreto en la medición rápida y no destructiva del entorno forestal.

El TLS posee la capacidad de registrar en detalle la estructura vertical y horizontal de una parcela de bosque, lo que le confiere una gran utilidad en la realización de inventarios forestales (Wilkes et al., 2017). Sin embargo, la precisión alcanzada por el TLS en la parcela dependerá tanto de las especificaciones técnicas del sensor (frecuencia de pulso, precisión, ángulo de escaneo, etc.) como de los atributos del bosque y del número de escaneos que se realicen.

Dentro de una parcela existen zonas de oclusión puesto que la vegetación existente por detrás de los elementos en la dirección de barrido del láser no queda registrada. Esta ausencia de registro de información aumenta cuanto más densa sea la vegetación, más cerca esté del sensor y menor sea el número de escaneos. De la misma manera se produce oclusión en el perfil vertical del bosque, donde la morfología del árbol, su desarrollo de copa y la altura mínima a la que comiencen las ramas, determinará el grado de detalle y la altura máxima que registrará el sensor.

Para abordar el efecto de oclusión en los datos TLS en parcelas forestales se emplea el escaneo múltiple. Este enfoque implica un diseño previo de la distribución de escaneos y establecer puntos de referencia artificiales para el co-registro de las diferentes exploraciones láser, reduciendo la rentabilidad de esta tecnología (Bauwens et al., 2016), por lo que optimizar el número de tomas y su densidad puede disminuir el tiempo y costes de adquisición.

En este documento se analiza el efecto de (i) la distribución y el número de escaneos y (ii) la densidad de

puntos, sobre la estimación de dos parámetros forestales: la altura dominante y la biomasa. Para ello, se realizaron distintas combinaciones de escaneos TLS y se redujo la densidad de puntos de forma aleatoria para evaluar su influencia. Los modelos se generaron mediante regresión lineal múltiple con datos obtenidos en 28 parcelas forestales sobre la altura dominante (H_{Dp}) y la biomasa aérea total (B_{Ta}/ha), utilizando métricas de distribución de alturas de las nubes de puntos como variables independientes.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Las 28 parcelas de estudio se enmarcan en el Parque Natural de la Sierra de Espadán en la vertiente Este de la península Ibérica, provincia de Castellón. El área de estudio está dominada por masas heterogéneas de bosque mediterráneo, cuyas principales especies arbóreas son *Pinus halepensis, P. pinaster, Quercus suber* y *Q. ilex,* acompañadas de sotobosque diverso (Torralba et al., 2018).

En cada parcela circular de 15 m de radio (706 m^2) se identificaron las especies arbóreas, y de cada individuo se midió el diámetro normal (D_n) a 1,30 m de la base del tronco en árboles mayores de 5 cm, la altura dominante de la parcela (altura de los 7 árboles más gruesos) y la altura de la base de la copa para los mismos pies.

Con las mediciones de campo se estimó para cada parcela: (i) la altura dominante (H_{Dp}) a partir de la media de las mediciones y (ii) la biomasa aérea total (B_{Ta}/ha) aplicando las funciones alométricas de árbol completo (parte aérea) de Montero et al., (2005).

2.1. Adquisición y preprocesado de los datos TLS

Los datos TLS fueron adquiridos de forma simultánea a la medición de los parámetros forestales, con un escáner Faro Focus 3D 120, con un rango operacional de 0,6 a 120 m, una precisión de ±2 mm a 25 m, una frecuencia de pulso de 97 Hz, un ángulo de escaneo horizontal de 300° y vertical de 360°, una longitud de onda de 905 nm y una divergencia del haz de 0,19 rad.

Para minimizar la oclusión y recopilar la variabilidad estructural de las parcelas, en cada una se estacionó el escáner en 9 posiciones (Figura 1) generando una nube de puntos por cada posición.

El preprocesado de los datos TLS se realizó con el programa *LAStools* (Version 180409). En las nubes de puntos se identificaron los puntos del suelo con los que se generó el modelo digital del terreno (MDT). Posteriormente, el MDT se empleó en la normalización de las alturas de la nube de puntos.

Para analizar la distribución y el número de posiciones TLS se intercalaron entre sí las diferentes nubes de puntos de una parcela, desde un escaneo simple en el centro de la parcela hasta combinar en un escaneo múltiple 9 nubes de puntos.

Se descartó el análisis de todas las posibles combinaciones (9! = 362 880) y se optó por seleccionar las 31 combinaciones que reflejasen la estructura de la parcela cubriendo la totalidad del área y reduciendo la oclusión. Por tanto, se prescindió de los escaneos únicos excepto el central, y en las combinaciones con 2 posiciones del escáner se optó por eliminar el estacionamiento central y combinar los escaneos situados en extremos opuestos a 15 y a 7,5 m. de distancia. De las combinaciones con 3 posiciones se seleccionaron las 20 combinaciones más representativas y sencillas de ejecutar en campo. Con 4 escaneos sólo se seleccionaron los puntos cardinales principales y secundarios sin la posición central, con 5 escaneos se seleccionaron los mismo que con 4, pero añadiendo la nube adquirida desde la posición central. En la combinación con 8 estaciones se eligieron todas las posiciones de escáner menos la central, y la última combinación fue agrupando todas las nubes de puntos adquiridas en la parcela (9 escaneos). Se descartó realizar pruebas con 6 y 7 posiciones del escáner puesto que operativamente en campo no se optimiza el tiempo de adquisición y registra menos información de la estructura de la parcela en comparación con la ejecución de 8 o 9 estacionamientos.

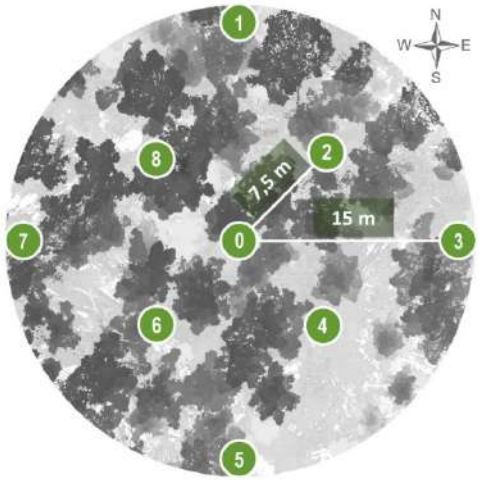


Figura 1*. Representación de las 9 posiciones del escáner TLS sobre la vista cenital de una parcela donde se observa la cobertura de copa.*

2.2. Cálculo de métricas y generación de modelos estadísticos

Mediante el programa *Fusion/LDV* se obtuvieron las métricas de distribución de alturas (elevación: máx., mín., media, desviación estándar, varianza, distancia intercuartil, desviaciones absolutas, L-Momentos, percentiles (P05, P10, …, P95) entre otras) para las 31 combinaciones en cada una de las 28 parcelas.

Las métricas de distribución de alturas se emplearon como variables independientes en los modelos predictores de los parámetros forestales. Se descartó el empleo de métricas de intensidad ya que no se realizó la calibración radiométrica de los datos TLS. En la extracción de métricas sólo se consideraron los puntos por encima de 10 cm, descartando así los puntos pertenecientes al suelo.

Antes de generar los modelos de regresión se realizó una selección de las métricas de altura TLS obtenidas para una misma combinación en las 28 parcelas mediante el criterio de información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés) (Akaike, 1973) para todos los modelos posibles, con un máximo de tres métricas por combinación. Se generaron los modelos de regresión lineal múltiple para cada combinación de posiciones del escáner, donde las

variables dependientes fueron H_{Dp} y B_{Ta}. La evaluación de los modelos se realizó comparando el coeficiente de determinación ajustado (R^2_{adj}), la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y el RMSE normalizado (nRMSE), entendido como el RMSE dividido por la media de los valores observados, todos ellos obtenidos mediante validación cruzada (*Leave-one-out cross-validation* (LOOCV)).

2.3. Reducción de la densidad de puntos de la nube TLS

A las 2 combinaciones con mayor R^2_{adj}, una para H_{Dp} y otra para B_{Ta}, se les aplicó una reducción progresiva del número de puntos de la nube TLS mediante submuestreo aleatorio, teniendo todos los puntos de la nube las mismas opciones de ser considerados en la muestra. La reducción de la densidad se implementó con el programa *CloudCompare* (cloudcompare.org), sustrayendo sucesivamente el 10% de los puntos en la nube. A continuación, se evaluó la densidad en otras 24 variaciones, reduciendo la nube en intervalos discontinuos hasta obtener una densidad de puntos TLS respecto de la densidad original de: 0,9%; 0,5%; 0,1%; 0,09%; 0,05%; 0,01%; 0,009%; 0,008%; … 0,001%; 0,0009%; 0,0008%; …0,0001%.

Para cada parámetro forestal se obtuvieron así 38 sub-nubes de densidad de puntos decreciente (en la figura 2 se representan 3 de los porcentajes implementados), a partir de las cuales se calcularon las métricas de distribución de alturas siguiendo el procedimiento descrito anteriormente. Del conjunto de métricas obtenidas, sólo se seleccionaron las tres métricas con las que fue construido el modelo de regresión en el paso anterior, determinándose nuevamente los pesos de los coeficientes de las variables explicativas. Finalmente, la evaluación de los modelos se realizó comparando R^2_{adj}, RMSE y nRMSE utilizando LOOCV.

3. RESULTADOS

En la tabla 2 se muestran los índices de evaluación y las métricas seleccionadas para las 31 combinaciones de nubes de puntos TLS con sus correspondientes valores de R^2_{adj}, RMSE y nRMSE.

El valor de R^2_{adj} para la altura dominante alcanzó 0,854 con la combinación 417 y un RMSE de 0,9 metros. Esta combinación obtuvo una mejora en el R^2_{adj} del 11,8% y un 14,4% con respecto a emplear un único escaneo central o las 9 posiciones del escáner. Para la biomasa aérea total, el estadístico R^2_{adj} alcanzó 0,828 en la combinación 24 680, con un error medio de 22,8 t/ha. Esta combinación obtuvo un 12,8% más de R^2_{adj} respecto a la obtenida con un único escaneado simple y un 2% respecto a la combinación de 9 posiciones. El nRMSE de la variable altura está por debajo del 10% mientras que para la biomasa se encuentra en torno al 20%.

La figura 3 muestra la evaluación de la reducción de densidad de puntos, donde se observa que la fiabilidad de las predicciones para ambas variables no comienza a decrecer significativamente hasta reducir la nube a una o dos centésimas partes de la densidad de puntos original, en concreto, el estadístico R^2_{adj} descendió por debajo de 0,75 cuando se analizó la milésima parte de la densidad de puntos original.

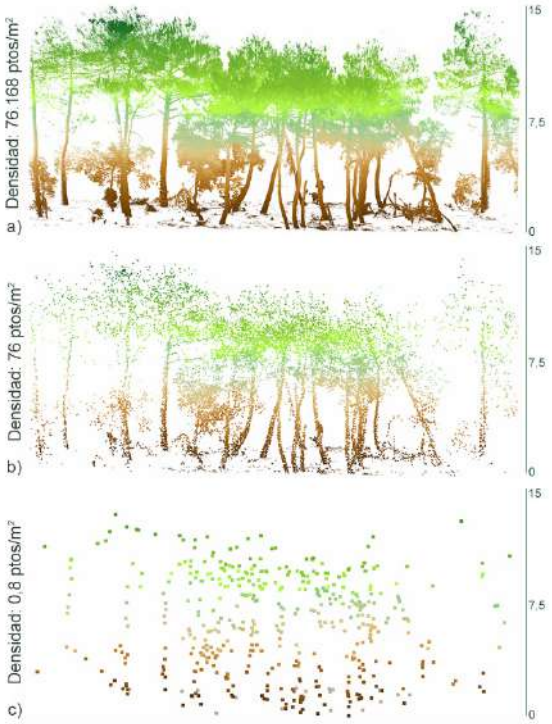


Figura 2. *Efecto de la reducción progresiva y aleatoria de los puntos de la nube TLS para una sección de una parcela de bosque mixto. Porcentaje de puntos en la nube: a)100; b) 0,1; c) 0,001.*

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En esta investigación hemos analizado cómo influyen el número de escaneos y la densidad de puntos de la nube TLS en la precisión de los modelos de estimación de H_{Dp} y B_{Ta} en parcelas forestales. Los modelos de regresión para la altura muestran un resultado óptimo con una distribución triangular de 2 escaneos periféricos y otro vértice a 7,5 m. Esta disposición de estaciones permite registrar información de toda la parcela, minimizando la oclusión y sin necesidad de realizar 9 estaciones. El RMSE para la altura es aproximadamente 1 m, razonable si se considera la oclusión que tiene el TLS en el estrato superior de la parcela, en particular en la detección del ápice. El nRMSE de la variable altura evidenció que el conjunto de alturas de las 28 parcelas es homogéneo, a pesar de ser parcelas de bosque puro y mixto.

Para la variable biomasa la combinación de 4 estacionamientos simétricos, situados a 7,5 m, más el escaneo central obtuvo el mejor resultado. A pesar de alcanzar un R^2_{adj} de 0,82, se obtiene un RMSE elevado (aproximadamente 22,8 t/ha) lo que equivale aplicando los valores modulares para *Pinus halepensis* de Montero et al., (2005) a 100 pies de 30 cm de D_n. La heterogeneidad de la biomasa en la muestra de 28 parcelas genera un nRMSE más elevado que para la altura.

Como se refleja en la figura 2, la estructura de la distribución de la vegetación en la parcela se mantiene a lo largo de la reducción aleatoria de la densidad de puntos en las nubes TLS, lo que ayuda a entender por qué el estadístico R^2_{adj} para la altura se mantiene con valores superiores a 0,80 hasta reducir la nube de puntos a densidades inferiores de 1,5 ptos/m^2.

***Tabla 2**. Métricas TLS seleccionadas para la estimación de las variables forestales H_{Dp} (metros) y B_{Ta} (t/ha) para 31 combinaciones de los posicionamientos TLS. También se incluyen R^2_{adj}, RMSE y nRMSE.*



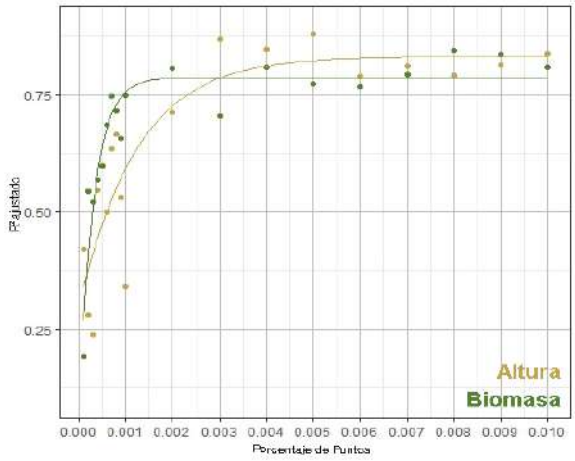


***Figura 3**. Variación de R^2_{adj} con respecto a la proporción de puntos en la nube TLS.*

En la biomasa el estadístico R^2_{adj} no comienza a decaer por debajo de 0,80 hasta que la densidad de la nube está por debajo de 5 ptos/m^2.

El análisis de la distribución de estaciones TLS nos indica que las combinaciones multi-escaneo mejoran con respecto al escaneo central único. Sin embargo, adquirir 9 nubes de puntos tampoco asegura tener una mayor precisión e implica un sobreesfuerzo en los trabajos de campo. La distribución de las posiciones depende del tipo de bosque que se analice y del tamaño de la parcela, como indican otros estudios similares (Ruiz et al., 2014), ya que en estos ensayos se han empleado 28 parcelas de bosque puro y mixto.

Para obtener modelos de estimación a partir de las distribuciones de alturas de las nubes de puntos TLS, no es necesario realizar escaneos densos, sino que es posible obtener buenos resultados con una reducción drástica de la densidad de puntos, optimizando y agilizando la adquisición y el procesado de los datos.

5. BIBLIOGRAFÍA

Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle, in: Petrov B, N., Csaki, F. (Eds.), Proceedings of the 2nd International Symposium on Information. Akadémiai Kiadó, Budapest, Hungary, pp. 267–281.

Bauwens, S., Bartholomeus, H., Calders, K., Lejeune, P. 2016. Forest Inventory with Terrestrial LiDAR: A Comparison of Static and Hand-Held Mobile Laser Scanning. Forests 7, 127. https://doi.org/10.3390/f7060127

Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M. 2005. Producción de biomasa y fijación de CO_2 por los bosques españoles, Instituto. ed. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimenta. Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid.

Ruiz, L.A., Hermosilla, T., Mauro, F., Godino, M. 2014. Analysis of the influence of plot size and LiDAR density on forest structure attribute estimates. Forests 5, 936–951. https://doi.org/10.3390/f5050936

Torralba, J., Crespo-Peremarch, P., Ruiz, L.A. 2018. Assessing the use of discrete, full-waveform LiDAR and TLS to classify Mediterranean forest species composition. Rev. Teledetección 27. https://doi.org/10.4995/raet.2018.11106

Wilkes, P., Lau, A., Disney, M., Calders, K., Burt, A., Gonzalez de Tanago, J., Bartholomeus, H., Brede, B., Herold, M. 2017. Data acquisition considerations for Terrestrial Laser Scanning of forest plots. Remote Sens. Environ. 196, 140–153. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.04.030

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 447-450. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Aplicación del LiDAR aéreo a una nueva metodología de cálculo del Factor de Vegetación para el CAP en La Rioja

Tomé-Morán, J.L.[(1)], Soto-Rey, M.[(2)], García de Vicuña-Ruiz de Argandoña, A.[(3)], Marino-del Amo, E.[(1)]
[(1)] Departamento de Evaluación de los Recursos Forestales, Agresta Sociedad Cooperativa, C/ Duque de Fernán Núñez, 2, 1°, 28012, Madrid, España. jltome@agresta.org
[(2)] Dirección General de Medio Natural, Gobierno de La Rioja, C/ Prado Viejo, 62 bis 26071, Logroño, La Rioja, España.
[(3)] Sección de Sistemas de Información Geográfica y Cartografía, Dirección General Urbanismo y Vivienda, Gobierno de La Rioja, C/ Prado Viejo, 62 bis 26071, Logroño, La Rioja, España.

Resumen: La transitabilidad de la vegetación leñosa por parte del ganado es uno de los factores que condiciona la admisibilidad de muchas superficies de bosque y matorral de cara a las ayudas de la PAC (Política Agraria Común). La metodología actual del Fondo Español de Garantía Agraria (FEGA) diseñada en base a vuelos LIDAR del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) de 0,5 pulsos/m^2 no permite discriminar la penetrabilidad bajo el dosel de copas con respecto al ganado. A partir de vuelos LiDAR con mayor densidad, como el disponible en La Rioja (2 pulsos/m^2), hemos desarrollado dos metodologías alternativas para solucionar este problema, con una fiabilidad global del 86% y el 78% respectivamente. Estos resultados suponen una oportunidad técnica para identificar con mejor precisión las zonas potencialmente aptas para el pastoreo, cuya aplicación implicaría sin duda una importante repercusión económica en el sector de la ganadería extensiva.

Palabras clave: Coeficiente de Admisibilidad de Pastos, Pastos, ganadería extensiva, estructura de la vegetación, teledetección.

New LiDAR-based methodology of Vegetation Factor estimation for the Pasture Admissibility Coefficient in La Rioja

Abstract: *Livestock accessibility to woody vegetation partly determines woodland and shrubland admissibility to benefit from CAP (Common Agricultural Policy) subsidies. Current methodology applied by the Spanish Agricultural Guarantee Fund (FEGA) was designed based on 0,5 pulse/m^2 LiDAR data from Spanish National Plan for Aerial Orthophotography (PNOA), not being able to assess livestock accessibility under tree canopy. More recent and denser LiDAR flights, as the one performed in La Rioja (2 pulses/m^2), allowed us to propose two methodologies as potential alternatives to solve this problem, with a global accuracy of 86% and 78% respectively. These results represent a technical opportunity to better identify potential pasture areas, which may imply an important economic benefit for extensive livestock production if applied.*

Keywords: *Pasture Admissibility Coefficient, grazing, extensive livestock farming, vegetation structure, remote sensing.*

1. INTRODUCCIÓN

El conocimiento de la estructura tridimensional de la vegetación es una información muy valiosa en la gestión forestal. Por un lado, influye en la decisión de realizar tratamientos silvícolas como podas y clareos, y por otro, determina la posibilidad de aprovechamiento ganadero bajo las copas, en función de su penetrabilidad.

La transitabilidad o penetrabilidad de la vegetación leñosa tiene actualmente gran repercusión económica en España ya que se considera uno de los factores (factor vegetación) que junto con la pendiente y la cobertura del suelo conforman el Coeficiente de Admisibilidad de Pastos (CAP), que condiciona la admisibilidad de una superficie de cara a percibir las ayudas de la PAC.

El LiDAR (*Light Detection And Ranging*) se ha utilizado con demostrada eficacia en la evaluación de la estructura de la vegetación (Tomé et al., 2017).

La metodología actual desarrollada por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente a través del Fondo Español de Garantía Agraria (FEGA, 2016) para calcular el factor vegetación del CAP utiliza dos variables obtenidas de los vuelos LiDAR del PNOA de la primera cobertura (0,5 pulsos/m^2): la cobertura del dosel superior de las copas y la altura media de la vegetación. Sin embargo, estas dos variables por sí solas no permiten discriminar si bajo el dosel de copas el bosque está hueco o por el contrario presenta un entramado impenetrable para las especies ganaderas.

El presente estudio se centra en desarrollar una metodología de cálculo del factor de vegetación del CAP capaz de discriminar la penetrabilidad real de la vegetación en base a su estructura tridimensional aprovechando el último vuelo LiDAR en La Rioja que con una densidad superior de pulsos LiDAR (2 pulsos/m^2) aporta una mayor precisión en la identificación de las superficies admisibles de cara a las ayudas de la PAC.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de Estudio

Las metodologías desarrolladas se han validado a nivel de toda la Comunidad Autónoma de La Rioja. Como zona piloto para el desarrollo de la cartografía se ha seleccionado el municipio de Enciso de 69,69 km^2 ubicado

al Sur de La Rioja, por presentar un amplio abanico de formaciones vegetales y a su vez un gran interés por parte de toda la comunidad ganadera local.

2.2. Datos de campo

Se han levantado un total de 233 parcelas mediante un GPS bifrecuencia Trimble Geo7x, de las cuales 113 están ubicadas en el municipio de Enciso y otras 120 en el resto de La Rioja. La obtención de precisiones submétricas se ha conseguido mediante corrección diferencial postproceso, utilizando la Red de estaciones permanentes GNSS de la Rioja.

En estas parcelas se ha medido la penetrabilidad de la vegetación para el ganado, en base a criterios observados en campo de dónde se encuentran pastando las reses y dónde no, estableciendo un umbral del 75% de Fracción de Cabida Cubierta (FCC) como el que imposibilita el tránsito del ganado.

2.3. Datos LiDAR

Los datos LiDAR utilizados corresponden al vuelo realizado entre agosto y septiembre de 2016 un sensor LEICA ALS80 siguiendo las especificaciones técnicas del PNOA. El Gobierno de La Rioja y el Instituto Geográfico Nacional suscribieron un convenio de colaboración, para la obtención de una cobertura de todo el territorio de la Rioja con una densidad de 2 pulsos/m^2 y una precisión altimétrica media de 20 cm.

El análisis y tratamiento de los datos LiDAR para la obtención de los archivos clasificados ha sido realizado por la Sección de Sistemas de Información Geográfica y Cartografía del Gobierno de La Rioja a partir de una nueva metodología de trabajo (Figura 1) que mejora en la medida de lo posible los trabajos clásicos de clasificación. El proceso comienza con un primer procesado de los datos LIDAR, que consiste en la conversión de coordenadas elipsoidales a ortométricas. En segundo lugar, se realiza un análisis y tratamiento de los datos LiDAR orientado al filtrado de puntos de solape entre pasadas y la identificación y filtrado de puntos ruido. A continuación, se aplica una metodología de clasificación basada en la segmentación de los archivos LAS según las categorías en las que el Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE) codifica cada zona del territorio. Esto permite adaptar los parámetros de los algoritmos de clasificación específicamente a las características propias de cada entorno. El producto de clasificación final se ha

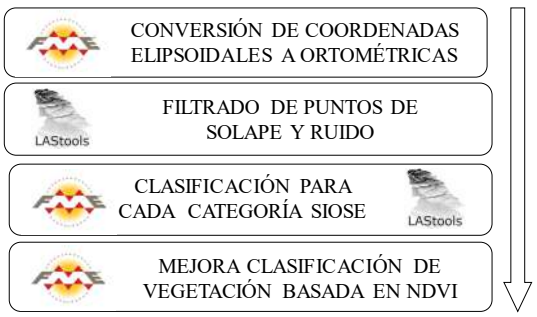


***Figura 1**. Flujo de trabajo utilizado para la clasificación de los datos LiDAR.*

mejorado utilizando el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) de la propia nube de puntos, calculado a partir de las bandas roja e infrarroja de imágenes adquiridas en el mismo vuelo, lo que ha permitido diferenciar de forma precisa las zonas con y sin vegetación. Dicha metodología de clasificación se implementa con comandos de la herramienta *LASTools* (Rapidlasso, 2017) y el control y gestión del flujo de trabajos se diseña mediante la aplicación ETL (*Extract, Transform and Load*) FME (Safe Software, 2017).

El procesado posterior para el cálculo del factor vegetación a partir de los datos clasificados se ha realizado utilizando desarrollos de software propios de Agresta, trabajando sobre la versión 3.6 de la plataforma de FUSION (McGaughey y Carson, 2003). El flujo de trabajo para el tratamiento de los datos LiDAR es el siguiente: (1) Generación de los modelos digitales del terreno (MDE) de 2 m de paso de malla a partir de los retornos clasificados como suelo. Estos modelos se han aplicado para calcular la altura de los retornos de vegetación con respecto al terreno; (2) Procesado de estadísticos de los retornos de vegetación de la nube de puntos LiDAR en píxeles de 5 m de lado, equivalentes a los usados por el FEGA en la metodología actual. Este procesado se ha realizado en cinco rangos de altura de vegetación: entre 0,2-45 m, 0,4-45 m, 2-45 m, 0,4-2 m y 0,4-4 m, con objeto de discriminar tanto la presencia de matorral y arbolado como de caracterizar la estructura vertical de la vegetación en todos los casos.

Siguiendo la experiencia de Marino et al. (2016) en el análisis de la estructura tridimensional de la vegetación con LiDAR, se han seleccionado los siguientes estadísticos: Porcentaje de primeros retornos (FCC), Altura media (Hm), Porcentaje del Número de Retornos normalizado (PNR), calculado a partir del número de retornos a distintas alturas (Skowronski et al., 2007) para analizar la densidad de la vegetación bajo arbolado, y *Canopy Relief Ratio* (CRR), un estadístico tal como se puede ver en la ecuación 1, relacionado con la longitud libre de copa de la masa (Parker y Russ, 2004).

$$CRR = \frac{(Hmedia - Hmínima)}{(Hmáxima - Hmínima)} \quad (1)$$

En base a estos estadísticos se han creado 5 archivos cartográficos de estructura de la vegetación en formato raster (Hm_04a45, FCC_04a45, CRR_04a4, PNR_04a2 y FCC_02a45), generados con un tamaño de píxel de 5×5 m, que van a permitir discernir la penetrabilidad de la vegetación para el ganado mediante la aplicación de algoritmos de decisión.

2.4. Algoritmos de decisión

La nueva metodología se basa en el desarrollo de algoritmos de decisión para la asignación automática del grado de penetrabilidad a partir de la información que aportan las diferentes variables LiDAR (5 capas raster de parámetros estructurales). Para ello, se ha analizado para cada píxel (5×5 m) de la zona de estudio la información estructural obtenida, calibrando los resultados a partir de los datos de campo. Para ello, se probaron distintas cartografías, ajustando los umbrales de las métricas utilizadas

para minimizar los errores de asignación a partir de la información de 121 parcelas de campo (52% de la muestra).

Se han desarrollado dos metodologías de asignación distintas, para evaluar la fiabilidad en función del nivel de detalle del grado de penetrabilidad asignado: i) una primera clasificación dicotómica más sencilla para discriminar presencia o ausencia de penetrabilidad (Figura 2a), y ii) una clasificación más detallada con tres clases de penetrabilidad (alta: <50%, baja: 50-75% y no penetrable: >75%) para las zonas desarboladas (Figura 2b).

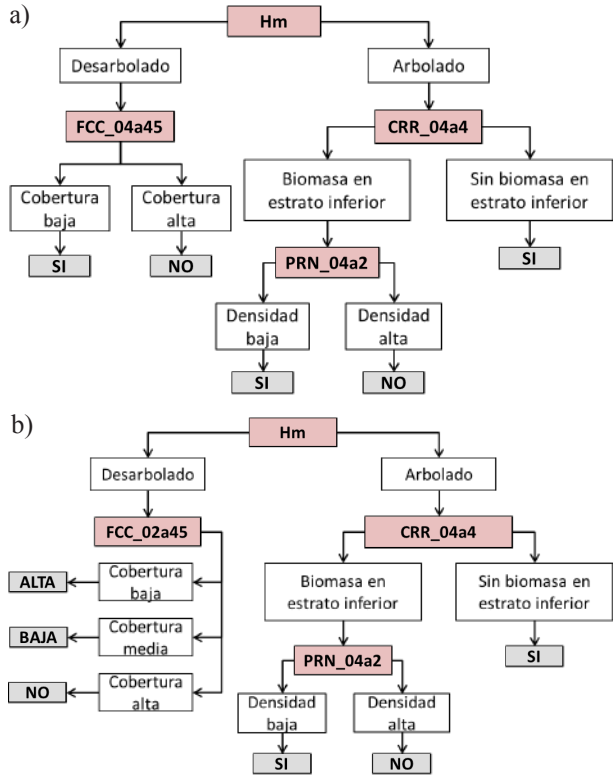


***Figura 2**. Algoritmos de decisión utilizados para la asignación del grado de penetrabilidad: a) dos clases (SI o NO penetrable); b) dos clases en zonas arboladas (SI o NO penetrable) y tres clases en zonas desarboladas (penetrabilidad ALTA, BAJA o NO penetrable). PRN_04a2 es el porcentaje de NR normalizado entre 0,4 y 2 m.*

2.5. Validación

Para poder evaluar la bondad de la metodología como alternativa al procedimiento actual de cálculo del factor vegetación del CAP validado por el FEGA, la cartografía de penetrabilidad obtenida se ha validado utilizando un set de datos de campo independiente de las parcelas utilizadas para la calibración de los algoritmos de decisión (112 parcelas, 48%).

El grado de fiabilidad de la cartografía se calculó utilizando matrices de confusión El acierto global se obtiene mediante el porcentaje de puntos bien clasificados respecto al total de puntos muestreados. Se ha calculado también el estadístico kappa (Congalton, 1991), que permite analizar la fiabilidad obtenida con la esperable mediante una asignación aleatoria entre clases, lo cual resulta de utilidad para comparar los resultados de distintas metodologías de clasificación.

3. RESULTADOS

Los resultados obtenidos para la asignación de la penetrabilidad con una muestra independiente de datos de campo según los dos métodos de clasificación se muestran en las Tablas 1 y 2. En el caso de la asignación de penetrabilidad aplicando el algoritmo más sencillo (Figura 2a, Tabla 1), la fiabilidad global es mayor alcanzando el 86% (kappa = 0,71). Para el segundo algoritmo con clases más detalladas de penetrabilidad (Figura 2b, Tabla 2), la fiabilidad global es del 78% (kappa = 0,66).

***Tabla 1**. Matriz de confusión de la cartografía de clasificación de presencia o ausencia de penetrabilidad a partir de LiDAR.*

		Verdad terreno			Acierto usuario
		SI	NO	Total	
LiDAR	SI	**40**	2	42	95%
	NO	14	**56**	70	80%
	Total	54	58	112	
Acierto productor		74%	97%		

***Tabla 2**. Matriz de confusión de la cartografía de clasificación de penetrabilidad a partir de LiDAR, con tres niveles para las zonas desarboladas.*

		Verdad terreno					Acierto usuario
		Si	Alta	Baja	No	Total	
LiDAR	Si	**21**	0	0	8	29	72%
	Alta	0	**18**	5	8	31	58%
	Baja	0	1	**3**	1	5	60%
	No	2	0	0	**45**	47	96%
	Total	23	19	8	62	112	
Acierto productor		91%	95%	38%	73%		

En la figura 3 se muestra un ejemplo de la cartografía resultante para la metodología de asignación por clases de penetrabilidad en el municipio de Enciso.

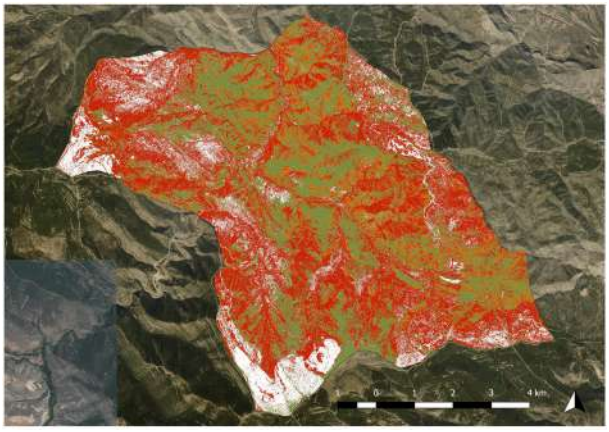


***Figura 3**. Mapa de penetrabilidad de la vegetación del municipio de Enciso con resolución 5 m (blanco = arbolado penetrable; verde = penetrabilidad alta; naranja = penetrabilidad baja; rojo = no penetrable).*

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Ambos métodos de clasificación muestran un buen nivel de fiabilidad global, lo que supone una oportunidad para poder mejorar los criterios actuales de cálculo del factor vegetación. Como es lógico, el acierto global es mayor

en la clasificación con menor nivel de detalle, cuyos errores de omisión y comisión están entre el 3% y 26%.

En el segundo método de clasificación se ha utilizado el procesado desde 0,2 m para el cálculo de la métrica FCC del matorral, con el fin de evitar perder retornos de vegetación más próximos al suelo y poder así afinar más en las clases de penetrabilidad en zonas desarboladas. En este caso, los mejores resultados se obtienen para las clases de penetrabilidad sin rangos (Si/No), con errores de comisión inferiores al 20%, lo que garantiza un buen nivel de acierto en las zonas arboladas. Las zonas de matorral con baja penetrabilidad han sido las más difíciles de clasificar, confundiéndose principalmente con las clases de penetrabilidad alta, pero mostrando sin embargo una buena discriminación respecto a las zonas no penetrables de matorral.

Los resultados obtenidos con resolución 5×5 m son satisfactorios para su aplicación con LiDAR de densidad mínima de 2 pulsos/m^2, proporcionando alternativas contrastadas y robustas para mejorar los criterios de viabilidad del aprovechamiento de las zonas forestales por parte del ganado. No obstante, es necesario seguir investigando para validar su utilidad a menores densidades de pulsos LiDAR, p.ej. 1 pulso/m^2 de la 2ª cobertura PNOA, incluyendo un análisis de la resolución espacial más adecuada para poder ser extrapolados. Esto permitiría poder generalizar la aplicación de la metodología utilizada a escala nacional como alternativa a los cálculos actuales del CAP lo que de ser aprobado por Europa podría tener una enorme repercusión económica para el sector ganadero español.

5. AGRADECIMIENTOS

Desde el equipo redactor queremos dar las gracias por su colaboración a Dña. Marta Cejudo Fernández, Decana del Colegio Oficial de Ingenieros de Montes en La Rioja, a D. Diego Santiuste técnico de Agresta S. COOP a y a los ganaderos del municipio de Enciso (La Rioja) por todo su apoyo en los trabajos de campo.

6. BIBLIOGRAFÍA

Congalton, R.G. 1991. A review of assessing the accuracy of classification of remotely sensed data. Remote Sens. Environ. 37, 35–46.

FEGA. 2016. Fondo Español de Garantía Agraria. https://www.fega.es/ Acceso: 08.06.2016.

Mcgaugey, R.J., Carson, W.W. 2003. Fusing LiDAR data, photographs, and other data using 2D and 3D visualization techniques. In: Proceedings of Terrain Data: Applications and Visualization-Making the Connection, October 28-30, 2003. pp. 16-24.

Marino, E., Ranz, P., Tomé, J.L., Noriega, M.A., Esteban, J., Madrigal, J. 2016. Generation of high-resolution fuel models from discrete airborne laser scanner and Landsat-8 OLI: a low-cost and highly updated methodology for large areas. Remote Sens. Environ. 187: 267-280.

Parker, G.G., Russ, M.E. 2004. The canopy surface and stand development: assessing forest canopy structure and complexity with near-surface altimetry. Forest Ecol. Manage. 189, 307-315.

Rapidlasso GmbH, "LAStools - efficient LiDAR processing software" (version 170511, commercial).

Skowronski, N., Clark, K., Nelson, R., Hom, J., Patterson, M. 2007. Remotely sensed measurements of forest structure and fuel loads in the Pinelands of New Jersey. Remote Sens. Environ. 108, 123–129.

Tomé, J.L., Bonache, L., Montero-Jiménez, M., Noriega-Alonso, M.A., Marino, E. 2017. Aplicación de la tecnología LiDAR al seguimiento ecológico en la Red de Parques Nacionales. 7CFE, 26-30 junio, Plasencia.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 451-454. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Clasificación de modelos de combustible mediante datos LiDAR en masas mediterráneas afectadas por incendios forestales

Domingo, D.[1,2], de la Riva, J.[1,2], Lamelas, M.T.[2,3], Hoffrén, R.[1], Ibarra, P.[1,2], Echeverría, M.T.[1,2], García-Martín, A.[2,3]

[1] Departamento de Geografía y O.T., Universidad de Zaragoza, C/ Pedro Cerbuna 12, 50009, Zaragoza, España. ddomingo@unizar.es

[2] GEOFOREST-IUCA, Universidad de Zaragoza, C/ Pedro Cerbuna 12, 50009, Zaragoza, España.

[3] Centro Universitario de la Defensa de Zaragoza, Academia General Militar, Ctra. de Huesca s/n, 50090, Zaragoza, España.

Resumen: La clasificación de tipos de combustible forestal en bosques mediterráneos, frecuentemente afectados por incendios, es fundamental para la estimación de la ignición y propagación del fuego, facilitando así la gestión forestal. El objetivo de esta investigación es la clasificación de tipos de combustible según el modelo *Prometheus*, integrando información LiDAR de baja densidad de la primera cobertura del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea y datos de 178 parcelas de campo utilizadas como "verdad-terreno". El estudio incluye tres tipos de formaciones arbóreas mediterráneas –pinares (*Pinus halepensis, P. pinaster y P. nigra*), encinares (*Quercus ilex*) y quejigares (*Q. faginea*)– afectadas por cinco grandes incendios en 1994 o localizadas en sus proximidades. La selección de métricas LiDAR se realizó mediante dos técnicas: selección de todos los subconjuntos y otra automatizada basada en los coeficientes de correlación de Spearman. Mediante esta última se seleccionaron las tres métricas con mayor capacidad explicativa: la asimetría, el porcentaje de retornos entre 3,5 y 4 m y el índice *lhei*, que refiere al inverso del índice de Simpson. Este último índice ha sido utilizado para la caracterización de la diversidad estructural con LiDAR y adaptado en el presente estudio a los estratos que definen los modelos de combustible *Prometheus*. La clasificación digital reveló que el método *Support Vector Machine* con *kernel linear* producía el mejor resultado, con un 51,2% de acierto global en la identificación de 6 categorías de combustible presentes en el área analizada y con un valor de índice *Kappa* de 0,40.

Palabras clave: *Prometheus*, LiDAR-PNOA, incendios forestales, *Support Vector Machine*.

Fuel model classification using LiDAR data in Mediterranean forests affected by wildfires

Abstract: *Fuel type classification in Mediterranean forests, frequently affected by wildfires, is crucial in the estimation of ignition and fire propagation and may improve forest management. The aim of this work is to classify fuel types according to Prometheus classification, including low density LiDAR data from the National Plan for Aerial Ortophotography and 178 field plots used as "ground-truth". This study includes three types of Mediterranean forests –pines (Pinus halepensis, P. pinaster y P. nigra), oaks (Quercus ilex) and quercus (Q. faginea)– in areas affected by five wildfires in 1994 and their proximities. LiDAR variable selection was performed using two approaches: all subset selection and automatic selection based on Spearman correlation coefficients. Three LiDAR variables were selected: skewness, percentage of returns between 3.5 and 4 m and lhei index, which is the inverse of Simpson index. This index, previously used for structural diversity characterization using LiDAR data, has been adapted in the present study to Prometheus strata fuel types to characterize them. Digital classification determined that Support Vector Machine method with linear kernel was the most accurate one in the identification of 6 fuel type categories, obtaining 51.2% of agreement and a Kappa index of 0.40.*

Keywords: *Prometheus, LiDAR-PNOA, wildfires, Support Vector Machine.*

1. INTRODUCCIÓN

Los incendios afectan de forma recurrente a las masas forestales mediterráneas, constituyendo un problema ambiental y socio-económico de primer orden. El año 1994, con una extrema sequía vivida en gran parte del territorio peninsular y altas temperaturas, fue uno de los más afectados por incendios forestales en España con 327 696 ha afectadas. El análisis del riesgo de incendio es fundamental para prevenir el peligro y planificar la extinción, considerando la ignición, la propagación y la vulnerabilidad. La evaluación de la combustibilidad de la vegetación precisa de la simplificación de tipos de combustible que expliquen cómo será la propagación de un incendio en función de parámetros cualitativos y/o cuantitativos. Existen diversas clasificaciones de modelos de combustible, siendo la desarrollada por el proyecto europeo Prometheus (1999), generada considerando los modelos de Rothermel (1972), la más adaptada a los espacios mediterráneos. Dicha modelización del comportamiento del fuego otorga una gran importancia a la estructura de la masa forestal, considerando la altura y la densidad de elementos propagadores.

En este sentido, los datos de teledetección activa LiDAR son considerados como una de las informaciones más precisas para caracterizar estructuralmente los espacios forestales y, por ende, los modelos de combustible. Diversos estudios se han orientado a la cartografía de combustibles utilizando datos LiDAR (Huesca et al., 2019), así como su fusión con datos ópticos (García et al., 2017; Montealegre et al., 2015b; Marino et al., 2016; García et al., 2011).

El objetivo principal del presente trabajo es clasificar los tipos de combustible según el modelo *Prometheus* a partir de información LiDAR de baja densidad y trabajo de campo en el territorio afectado por cinco incendios forestales en 1994 y su entorno. Los objetivos específicos son: (1) evaluar si los índices LiDAR utilizados para el análisis de la diversidad estructural permiten caracterizar los modelos de combustible, (2) sopesar dos métodos de selección de métricas LiDAR diferentes, así como dos tipos de *kernel* para el modelo *Support Vector Machine* (SVM).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio la constituyen cinco grandes incendios forestales del ámbito mediterráneo español. Concretamente, son incendios en torno a las localidades de Uncastillo (Zaragoza), Villarluengo (Teruel), Montmayor (Barcelona), Requena (Valencia) y Yeste (Albacete). En conjunto, se consideran 136.570 ha afectadas por el fuego en 1994 y 153 909 ha en su entorno. Las masas forestales están constituidas por pinares (*Pinus halepensis* Mill., *P. pinaster* Ait. y *P. nigra* Arnold), encinares (*Quercus ilex* L.) y quejigares (*Quercus faginea* Lam.), así como masas en estado de regeneración con porte arbustivo o arborescente.

2.2. Datos de campo

Los datos de campo fueron recogidos en 178 parcelas durante los años 2017 y 2018. La localización de las parcelas se determinó mediante un muestreo estratificado, con objeto de incluir la variabilidad de pendiente, orientación, severidad del incendio, formación arbórea dominante pre-fuego, así como características de altura y cobertura de la masa. El centro de cada una de estas parcelas circulares, con un radio variable de 5, 10 o 15 m, fue localizado mediante un GPS diferencial Leica VIVA® GS15 CS10 GNSS y se identificó *in situ* la tipología de modelo combustible existente según la clasificación de *Prometheus*. Dicha clasificación establece 7 tipos de combustibles: Tipo 1) pastizales agrícolas y vegetación herbácea con cobertura superior al 60%; Tipo 2) pastizales y arbustos de hasta 0,6 m con un 30-40% de herbáceas; Tipo 3) arbustos de 0,6 a 2,0 m, así como árboles jóvenes resultantes de regeneración natural o reforestación; Tipo 4) arbustos de 2,0 a 4,0 m y árboles regenerados; Tipo 5) arbolado de más de 4 m sin presencia de sotobosque; Tipo 6) arbolado con alturas superiores a 4 m y presencia de sotobosque, siendo la separación de este con la base del dosel arbóreo superior a 0,5 m; Tipo 7) arbolado con alturas superiores a 4 m y presencia de sotobosque denso y alto, con una separación de este último con la base del dosel arbóreo inferior a 0,5 m. La tabla 1 presenta el número de parcelas muestreadas en cada incendio por tipo de combustible. Se observa una distribución semejante por tipo de combustible, en torno a 32 parcelas, inferior para las de Tipo 5, que se localizan fundamentalmente en áreas no incendiadas.

***Tabla 1**. Número de parcelas por incendio y tipo de combustible. T refiere al tipo de combustible.*

Incendio	T2	T3	T4	T5	T6	T7	Total incendio
Montmayor	2	5	3	8	12	11	41
Requena	9	7	14	2	11	15	58
Uncastillo	2	4	7	7	5	3	28
Villarluengo	12	9	4	3	5	5	38
Yeste	1	0	4	0	5	3	13
Total T	26	25	32	20	38	37	178

Es preciso señalar que, dado que el análisis se centró en áreas en regeneración tras grandes incendios, así como masas forestales de porte arbóreo no afectadas por grandes incendios, el Tipo 1, asociado a pastizales, no se considera en el presente trabajo.

2.3. Datos LiDAR

Los datos LiDAR fueron capturados en el marco de la primera cobertura del proyecto del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) durante los años 2009 y 2010. Los datos son públicos y poseen una densidad nominal promedio de 0,5 puntos m^{-2}, se distribuyen en archivos de 2×2 km de extensión y cuentan con hasta cuatro retornos por pulso láser emitido. El desfase temporal entre la campaña de campo y el vuelo LiDAR se tuvo en consideración mediante el establecimiento de parcelas en espacios en los que no existieran cambios significativos en los últimos años, con objeto de reducir posibles variaciones de modelo de combustible. En este sentido, la utilización de la segunda cobertura del PNOA no garantizaba una homogeneidad temporal dado que para dos de los cinco incendios analizados no existe aún dicha información.

Las nubes de puntos fueron procesadas eliminando el ruido y el solape en aquellos casos en los que existían diferencias en las coordenadas altitudinal y/o longitudinal entre pasadas. Los retornos LiDAR se filtraron mediante el algoritmo de curvatura multiescala de acuerdo con Montealegre et al. (2015a). Posteriormente se generó un modelo digital de elevaciones a 1 m de resolución espacial mediante el método "Point-TIN-Raster" (Montealegre et al., 2015b). Las alturas de la nube de puntos se normalizaron obteniendo los valores de elevación de los puntos sobre el nivel del suelo. La nube de puntos se recortó y normalizó de acuerdo con la geometría de las parcelas de campo utilizando el *software* FUSION 3.30 (McGaughey, 2009). En la generación de estadísticas LiDAR se atendió a que la mayoría de las métricas no estuvieran directamente relacionadas con los valores de corte altitudinal asociados a los tipos de modelo de combustible *Prometheus*, con objeto de minimizar el desfase temporal entre los datos LiDAR y de campo. En primer lugar, se obtuvo un conjunto de estadísticas comúnmente utilizadas como variables independientes en ámbito forestal, descriptoras de la altura de la nube de puntos (percentiles, alturas media, máxima y moda, L momentos, etc.), de su variabilidad (desviación estándar, curtosis, coeficiente de variación, L momentos, etc.), de su densidad (proporción de puntos sobre la altura media, moda, *canopy relief ratio*, porcentajes de retornos a distintas alturas de la nube de puntos LiDAR, considerando rangos de 0,5 m, etc.); para ello se utilizó el

software FUSION. Considerando el error en altimetría del LiDAR-PNOA de la primera cobertura, el cálculo de estas variables se realizó aplicando un umbral de 0,2 m sobre el suelo para omitir posibles retornos de suelo. Así mismo, se calcularon 10 variables de densidad resultantes de dividir, de forma igualmente distribuida, la altura entre el percentil 95 y los 0,2 m establecidos como altura de corte (D0, D1, …, D9) de acuerdo con Næsset (2004). Finalmente, se calcularon dos indicadores de biodiversidad estructural derivados de los índices de Shannon (H´) y de Pielou (J´). La adaptación del índice de Shannon para su cálculo con datos LiDAR se conoce como *"Foliage Height Diversity Index"* (Lesak et al., 2011; Weisberg et al., 2014) o *"LiDAR height diversity index"* (LHDI) según Listopad et al. (2015). La adaptación del índice de Pielou para su cálculo con datos LiDAR es el denominado *"LiDAR height eveness index"* (LHEI) propuesto por Listopad et al. (2015). El cálculo de los mencionados índices se realizó según las ecuaciones 1 y 2, considerando el porcentaje de retornos agrupados por intervalos de 0,5 m. En el presente estudio se propone, además, una modificación de los intervalos a considerar para el cálculo de los dos índices de biodiversidad, con objeto de adaptarlos a las alturas de los modelos de combustible, modificadas según el crecimiento de la masa forestal (Pasalodos-Tato et al., 2015), teniendo en cuenta los años trascurridos entre los vuelos LiDAR y el trabajo de campo. Así pues, los cuatro intervalos considerados son: 0,20, 0,60, 1,75 y 3,50 m.

$$H' = -\Sigma[(p_i) \times ln(p_i)] \quad (1)$$

donde p_i es la proporción de retornos cada 0,5 m o la proporción de retornos para los cuatro intervalos de alturas de modelos de combustible establecidos.

$$J' = H' / H'_{max} \quad (2)$$

donde H'_{max} es el número de intervalos presentes.

2.4. Clasificación y validación

La clasificación de modelos de combustible precisa una previa selección de las variables LiDAR más explicativas. En este sentido, se utilizaron dos métodos de selección: i) selección de todos los subconjuntos, mediante cuatro enfoques distintos: exhaustivo, hacia delante, hacia atrás y remplazo secuencial; ii) selección automatizada basada en los coeficientes de correlación de Spearman. Posteriormente, se realizó la clasificación utilizando las variables LiDAR previamente seleccionadas. Dicha clasificación se realizó utilizando el método de inteligencia artificial SVM, que incluye algoritmos de aprendizaje que permiten analizar y reconocer patrones. SVM se basa en la hipótesis de que los datos son separables en clases en el espacio, tratando de buscar la separación óptima entre clases mediante hiperplanos multidimensionales. Los datos localizados en los hiperplanos se denominan *support vectors*, siendo éstos los más complejos de clasificar, dado que existe una menor separabilidad entre clases. Los modelos SVM con *kernel* radial y *kernel linear* se generaron en entorno R mediante el paquete "e10171". Los parámetros *cost* y *gamma* se parametrizaron utilizando una búsqueda "*grid-search",* utilizando la función *tune.svm* del paquete mencionado con los intervalos 1-1.000 y 0,01-1, respectivamente. La capacidad de clasificación de los modelos se evaluó mediante la reserva de un 25% de la muestra para validación; el 75% restante se utilizó para el entrenamiento. Además, los modelos se ejecutaron 100 veces con objeto de reducir la aleatoriedad, incrementando la robustez de los mismos. El ajuste y bondad de la clasificación se expresó mediante matrices de confusión y porcentajes de acierto global, así como con el estadístico *Kappa*.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El método de selección automática basado en los coeficientes de Spearman permitió seleccionar las tres métricas LiDAR con mayor capacidad explicativa: la asimetría (A), el porcentaje de retornos entre 3,5 y 4 metros (% 3,5-4) y el índice *lhei_c* obtenido según los estratos de los modelos de combustible. Es preciso señalar que este índice fue diseñado para caracterizar la diversidad estructural de las masas forestales (Lesak et al., 2011; Listopad et al., 2015; Weisberg et al., 2014) y que su utilización para la cartografía de modelos de combustible no se había considerado previamente. En el presente trabajo se ha demostrado que el diseño de rangos específicos, relacionados con los tipos de combustible, proporciona mejor acierto para su cálculo que la subdivisión de los retornos LiDAR en 0,5 o 1 m, que es el estándar usado para el cálculo del índice *lhei*.

El modelo con mejores resultados fue el SVM con *kernel linear*, con una fiabilidad global de la clasificación de 51.2%. Los porcentajes de acierto por tipo de combustible analizado fueron: Tipo 2 87,5%, Tipo 3 40,03%, Tipo 4 38,46%, Tipo 5 39,01%, Tipo 6 60,02% y Tipo 7 35,71%. El combustible Tipo 3 tiende a confundirse con el Tipo 4, mientras que el Tipo 7 se confunde con los Tipos 6 y 4. Esto puede deberse a la baja densidad de puntos LiDAR, así como a la similitud entre los mencionados tipos de combustible y a la densidad de regenerado en zonas afectadas por incendio. El modelo SVM con kernel radial obtuvo una fiabilidad global similar, siendo ésta del 50,1%. La fiabilidad obtenida podría mejorarse mediante la utilización de los datos LiDAR-PNOA de cobertura más reciente, cuando esté disponible para el conjunto del área de estudio, con objeto de minimizar el desfase temporal y los posibles cambios asociados al mismo. Los resultados obtenidos concuerdan con otros autores (Huesca et al., 2019). Futuros análisis deben orientarse a la fusión de datos LiDAR con imágenes ópticas de mayor resolución, obtenidas mediante drones, dada la mejora que se genera con la fusión de datos LiDAR y ópticos (Marino et al., 2016; García et al., 2011). Así mismo, sería conveniente cuantificar la mejora que pueda suponer la utilización de estas informaciones de forma separada o mediante su fusión.

Tabla 2*. Comparación de los mejores modelos de clasificación obtenidos con las tres variables seleccionadas: A,% 3,5-4 y lhei_c. Coeficiente Kappa (k) con un nivel de significación P-valor 0,01.*

Métricas	*kernel*	Gamma	Cost	Acierto global (%)	*k*
Lhei_c+A+%3,5-4	radial	0,18	10	50.1	0,39
	linear	0,01	40	51.2	0,40

4. CONCLUSIONES

Este estudio demuestra la utilidad de la primera cobertura del LiDAR-PNOA para clasificar modelos de combustible en tres tipos de bosque mediterráneo: pinares, encinares y quejigares afectados por incendios forestales o en su área limítrofe. La fiabilidad global de la cartografía obtenida es aceptable, si bien es necesario seguir investigando en la combinación con imágenes ópticas de mayor resolución espacial, tales como las obtenidas con drones. La cartografía de combustible proporciona información muy valiosa para la gestión de los espacios forestales mediterráneos, así mismo, permite caracterizar estructuralmente la regeneración de masas forestales y el tipo de porte de la vegetación después de dos décadas de la ocurrencia de un gran incendio.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha financiado por el proyecto SERGISAT (MINECO CGL2014-57013-C2-2R), el Gobierno de Aragón (Grupo S51_17R, cofinanciado FEDER 2014-2020 "Construyendo Europa desde Aragón") y el contrato predoctoral FPU14/06250 del MECD. Los autores agradecen a Pere Gelabert y Demetrio Mora su dedicación y apoyo en el trabajo de campo.

6. BIBLIOGRAFÍA

García, M., Saatchi, S., Casas, A., Koltunov, A., Ustin, S.L., Ramirez, C., Balzter, H. 2017. Extrapolating Forest Canopy Fuel Properties in the California Rim Fire by Combining Airborne LiDAR and Landsat OLI Data. Remote Sensing, 9(4), 394.

García, M., Riaño, D., Chuvieco, E., Salas, J., Danson, F.M. 2011. Multispectral and LiDAR data fusion for fuel type mapping using Support Vector Machine and decision rules. Remote Sensing of Environment, 115 (6), 1369-1379.

Huesca, M., Riaño, D., Ustin, S.L. 2019. Spectral mapping methods applied to LiDAR data: Application to fuel type mapping. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 74, 159–168.

Lesak, A.A., Radeloff, V.C., Hawbaker, T.J., Pidgeon, A.M., Gobakken, T., Contrucci, K. 2011. Modeling forest songbird species richness using LiDAR-derived measures of forest structure. Remote Sensing of Environment, 115, 2823–2835.

Listopad, C.M.C.S., Masters, R.E., Drake, J., Weishampel, J., Branquinho, C. 2015. Structural diversity indices based on airborne LiDAR as ecological indicators for managing highly dynamic landscapes. Ecological Indicators, 57, 268–279.

McGaughey, R. 2009. FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Montealegre, A.L., Lamelas, M.T., de la Riva, J. 2015a. A Comparison of Open-Source LiDAR Filtering Algorithms in a Mediterranean Forest Environment. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 8(8), 4072–4085.

Montealegre, A., Lamelas, M., de la Riva, J. 2015b. Interpolation Routines Assessment in ALS-Derived Digital Elevation Models for Forestry Applications. Remote Sensing, 7(7), 8631–8654.

Næsset, E. 2004. Practical large-scale forest stand inventory using a small-footprint airborne scanning laser. Scandinavian Journal of Forest Research, 19(2), 164–179.

Marino, E., Ranz, P., Tomé, J.L., Noriega, M.Á., Esteban, J., Madrigal, J. 2016. Generation of high-resolution fuel model maps from discrete airborne laser scanner and Landsat-8 OLI: A low-cost and highly updated methodology for large areas. Remote Sensing of Environment 187, 267-280.

Pasalodos-Tato, M., Ruiz-Peinado, R., del Río, M., Montero, G. 2015. Shrub biomass accumulation and growth rate models to quantify carbon stocks and fluxes for the Mediterranean region. European Journal of Forest Research, 134(3), 537–553.

Prometheus 1999. Management techniques for optimization of suppression and minimization of wildfire effects. System validation. European Commission, DG XII, ENVIR & CLIMATE, Contract number ENV4-CT98-0716, 1998-2000.

Rothermel, R.C. 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. USDA Forest Service research paper. INT-115, 1–40.

Weisberg, P.J., Dilts, T.E., Becker, M.E., Young, J.S., Wong-Kone, D.C., Newton, W.E., Ammon, E.M. 2014. Guild-specific responses of avian species richness to LiDAR-derived habitat heterogeneity. Acta Oecologica, 59, 72–83.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 455-458. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Clasificación automática de puentes y aguas continentales a partir de nubes de puntos 3D (LiDAR aerotransportado)

Lorite-Martínez, S., Moreno-Jabato, J., Garrido-Sáenz de Tejada, J.M., Rodríguez-Cuenca, B.
Instituto Geográfico Nacional, Calle del General Ibáñez de Ibero, 3, 28003, Madrid España.
slorite@fomento.es

Resumen: El uso de diferentes algoritmos de clasificación automática de nubes de puntos 3D obtenidas con sensores LiDAR es el procedimiento más eficiente a la hora de mejorar la calidad temática de dichos datos, ya que con esto se mejora la descripción de la superficie capturada y la detección de objetos, sin necesidad de realizar una costosa clasificación manual. Con la metodología propuesta en este artículo se intentan eliminar errores recurrentes de los modelos digitales de elevaciones (MDE) relacionados con la detección de puentes e hidrografía de forma automática. Para ello, se utilizan las propiedades de la tecnología LiDAR, teniendo en cuenta sus variables radiométricas y geométricas. Se implementan, por ejemplo, índices como NDVI, NDWI o NFC. Además, se usan otros productos como las bases de datos de Red de Transportes y de Red Hidrográfica de referencia de España para reducir el área de interés y los errores. Se ha utilizado como área de estudio el bloque de Aragón Sureste, que abarca una parte de la provincia de Teruel (España).

Palabras clave: nubes de puntos 3D, LiDAR, reconocimiento de patrones, clasificación automática, hidrografía, puentes.

Automatic classification of bridges and continental water bodies from 3D point clouds (aerial LiDAR)

Abstract: *The use of different algorithms for automatic classification of aerial laser scanner 3D Point Clouds is the main process that improves its thematic quality.The main objectives of using 3D Point Clouds are the description of the surface and the detection of objects. The aim of this proposal for bridge and water detection algorithms is to increase the range and accuracy of the classification parameters of these products obtained with LiDAR technologies. With this methodology, the quality of Digital Elevation Models (DEM) is improved and they are obtained by automated models of bridges and hydrography. This paper describes a methodology to detect and classify bridges and continental water bodies in points using the properties of LiDAR technology such as radiometric and geometric variables implementing indexes like NDVI, NDWI or NFC. In addition, the databases of Network of Roads and Hydrographic models in Spain are used to reduce the area of interest and errors. Part of the province of Teruel (Spain) has been used as study area.*

Keywords: *3D Point Cloud, LiDAR, pattern recognition, automatic classification, hydrography, bridges.*

1. INTRODUCCIÓN

El Instituto Geográfico Nacional (IGN) dirige y coordina el proyecto PNOA-LiDAR. El objetivo principal de este proyecto es cubrir todo el territorio español mediante nubes de puntos 3D tomadas con Láser Escáner Aéreo (ALS) cada 6 años.

Este proyecto se inicia en el año 2008 y en el año 2015 se terminó la primera cobertura. Actualmente se está completando la segunda cobertura mejorando las especificaciones técnicas del proyecto. La densidad de puntos registrada es de en torno a 1 punto/m^2 en la segunda cobertura. El RMSE en Z es de 15-20 cm.

Los datos obtenidos en el proyecto PNOA-LiDAR son libres y se distribuyen gratuitamente a través del Centro de Descargas del CNIG. Estos datos se han usado en diferentes proyectos de investigación y producción para generación de MDEs y modelos hidrográficos, o para aplicaciones arqueológicas o forestales como el de Fernández et al. (2018), entre otros.

La densidad de la nube de puntos determina en gran medida la resolución del Modelo Digital del Terreno (MDT). En la actualidad, el MDT publicado, calculado con los datos de la primera cobertura PNOA-LiDAR, tiene un paso de malla de 5 m. Próximamente se publicará el MDT de la segunda cobertura con un paso de malla de 2 m.

Otra mejora importante entre la primera y la segunda cobertura es el requerimiento de realizar la captura simultánea en el vuelo de imágenes de 4 bandas (R,G,B e infrarrojo cercano). Estos valores radiométricos se asignan a la nube de puntos para poder visualizarla a color (natural R-G-B o falso IR-R-G). Anteriormente este color se aportaba utilizando los vuelos de PNOA-Imagen más próximos temporalmente.

Hasta ahora, se requería de una edición manual para la producción del MDT con el objetivo de corregir los errores introducidos por los puentes y los cuerpos de agua. Para evitar esta edición se propone una metodología para la detección automática de dichos elementos, en la que se mejoran los resultados de otros estudios presentados anteriormente que tratan esta misma problemática como el de Zheng et al. **(**2013).

2. METODOLOGÍA

Como datos de partida se usan las nubes de puntos 3D del proyecto PNOA-LiDAR en formato LAS, clasificadas y coloreadas en falso color a partir de las imágenes capturadas simultáneamente.

Como paso previo se realiza una clasificación automática de la nube de puntos 3D para asignar a cada punto una de las 7 clases consideradas (Suelo, Vegetación alta,

Vegetación media, Vegetación baja, Edificación, Ruido y Solape). Esta primera clasificación aproximada se realiza mediante algoritmos de tipo geométrico y teniendo en cuenta parámetros propios de los datos LiDAR como el número de retorno. Después de llevar a cabo múltiples pruebas se determinó que los resultados obtenidos en la clasificación automática tenían la calidad suficiente para continuar con la siguiente fase del procedimiento. Además, el tiempo de procesado de la clasificación automática era óptimo con esta opción (aproximadamente 4 minutos por fichero de 2×2 km). Este hecho es importante debido a la gran cantidad de ficheros que se necesita procesar en PNOA-LiDAR.

En un segundo paso se mejora la clasificación anterior, corrigiendo errores entre clases y añadiendo nuevas. Para ello, se combinan los datos LiDAR con otros productos para ayudar a los algoritmos de clasificación, reducir los tiempos de procesado y los errores y para validar los resultados en procesos posteriores.

La implementación y ejecución de los algoritmos de mejora de la clasificación se realiza utilizando herramientas ETL (*Extract, Transform and Load*).

2.1. Clasificación de puentes

En la clasificación aproximada realizada en primera instancia a los datos no está incluida la clase "17–Puente" debido sobre todo a que no se ha encontrado un software de procesamiento capaz de obtener buenos resultados de forma automática. Debido a esto, en la clasificación inicial estos elementos aparecen erróneamente clasificados como Suelo o como Edificación. Estos errores se transmiten al cálculo del MDT.

Se ha comprobado que la clave del éxito en la definición de algoritmos de clasificación automáticos está en la combinación de otras fuentes de datos, como por ejemplo la capa vectorial de Red de Transportes, publicada para toda España por el IGN, bajo política de datos abiertos.

La metodología propuesta para la clasificación de puentes en la nube de puntos consiste en llevar a cabo 4 pasos consecutivos, como puede verse en la Figura 1.

El primer paso consiste en obtener dos capas de polígonos vectoriales a partir de la capa de Red de Transportes filtrada por el atributo de Situación, que indica si la carretera está elevada. La primera capa obtenida consiste en polígonos generados con un *buffer* de 2 metros en torno al eje de la carretera (polígonos longitudinales al eje). La segunda capa está compuesta de polígonos obtenidos perpendicularmente al eje de la carretera, con un tamaño de 2×10 metros (polígonos transversales cada 2 metros a lo largo del eje).

En un segundo paso la nube de puntos se intersecta con las capas poligonales generadas en el paso anterior, de modo que los puntos que intersectan con ambas capas se consideran que tienen una probabilidad alta de pertenecer a la clase Puente.

En el tercer paso se genera un MDE de 2 metros de resolución (este valor podría variar en función de la densidad de la nube de puntos LiDAR) cuyos valores de Z se determinan como la media de la Z de los puntos seleccionados en el paso 2.

El cuarto y último paso, consiste en el cálculo de la diferencia en Z entre la nube de puntos original y el MDE generado anteriormente. Si la diferencia es menor a 1 metro, esos puntos se clasifican como clase Puente. Este proceso es iterativo, de modo que los puntos clasificados en el paso 4 vuelven a introducirse en el proceso como resultado del paso 2.

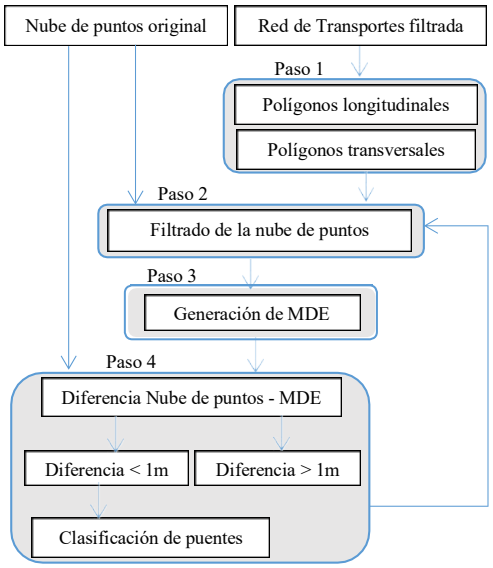


Figura 1. *Flujo de trabajo del algoritmo de clasificación de puentes.*

Se ha comprobado que son necesarias un mínimo de tres iteraciones del proceso para obtener resultados satisfactorios en la reclasificación de puntos de suelo y edificación como puntos de la clase Puente (Figura 2).

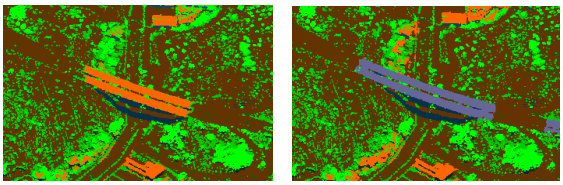


Figura 2. *Clasificación de la nube de puntos antes y después de detectar puentes (en gris).*

2.2. Clasificación de aguas continentales

Tradicionalmente, los sensores LiDAR no eran capaces de capturar puntos en el agua, pero actualmente los sensores consiguen hacerlo en algunos casos, aunque no de forma homogénea. En la metodología propuesta se reclasifican estos puntos como clase Agua teniendo en cuenta otros estudios existentes de clasificación de agua en imágenes como el de Acharya et al. (2018).

Existen diferentes índices radiométricos utilizados para identificar agua en imágenes aéreas, por ejemplo: NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), NDWI (*Normalized Difference Water Index*) o FCN (Falso Color Normalizado):

$$NDVI = \frac{(IRC - R)}{(IRC + R)} \qquad NDWI = \frac{(G - IRC)}{(G + IRC)}$$

$$FCN = \frac{(IRC \cdot R \cdot G)}{2^{bits}}$$

Un problema común con estos índices es que al utilizar el infrarrojo próximo es muy difícil distinguir entre agua y sombras. El potencial del método propuesto está en que combina las ventajas de la información radiométrica con la información altimétrica de los datos LiDAR para mejorar la clasificación, ya propuesto por Dalponte et al. (2008).

El primer paso del algoritmo consiste en un árbol de decisión en el que se implementan tres condiciones (Tabla 1) para determinar la probabilidad de que un punto sea agua. Los umbrales se han establecido atendiendo a los resultados obtenidos en ciertas zonas de test con diferentes valores radiométricos.

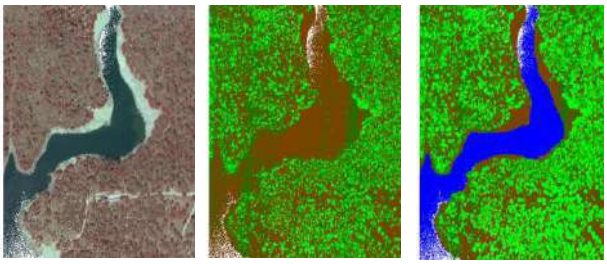
Tabla 1. *Umbrales de los índices radiométricos.*

Probabilidades	NDVI	NDWI	FCN
Alta	< –0,10	> 0,20	> 0,03
Alta	< –0,20	-	-
Media	< 0,15	(-0,15, 0,40)	< 0,03

Además de estos, se han implementado tres filtros más, para evitar errores de clasificación de sombras como agua:

- Clasificación aproximada previa: Se tienen en cuenta en el proceso únicamente los puntos clasificados como Suelo y como Vegetación Baja.
- Pendiente: Los valores de Z en los puntos clasificados como agua no pueden diferenciarse en más de 0,5 metros de la Z media de la zona en la que se encuentran. Este filtro es útil debido especialmente a la homogeneidad en cuanto a valores de Z que se encuentra en las zonas de agua y a que las mayores sombras se encuentran en zonas abruptas.
- Modelo hidrográfico: la capa de Hidrografía Superficial del IGN es una capa poligonal que ayuda a determinar la probabilidad de un punto de pertenecer a una masa de agua. La forma de proceder es la siguiente: Se obtiene el polígono envolvente a puntos de la nube próximos entre sí, seleccionados previamente como agua por su radiometría. Si estos polígonos envolventes intersectan en más de un 50% de su área con un polígono del modelo hidrográfico se considerará que esos puntos tienen una probabilidad muy alta de pertenecer a una masa de agua.

Los puntos con mayores probabilidades se clasifican directamente como clase 9-Agua y los demás, con probabilidades más bajas, se revisan (Figura 3).



Vista IRC-R-G | Antes de la reclasificación | Después de la reclasificación

Figura 3. *Ejemplo de resultados de la reclasificación de puntos como agua.*

Durante el proceso de reclasificación también se obtiene como resultado una capa poligonal con los contornos de las masas de agua existentes en la nube de puntos con un atributo en el que se almacena la Z media y mínima de cada masa. Estos polígonos se utilizan posteriormente para rellenar con un plano de cota constante los huecos generados en el MDT por la presencia de agua.

3. RESULTADOS

La metodología se ha aplicado a los datos LiDAR en un área de estudio de aproximadamente 1000 km^2 de la provincia de Teruel (España) capturada en 2018. Se seleccionó esta ubicación debido a que tenía elementos de estudio suficientes y con diferentes casos de análisis. El tiempo de procesado requerido ha sido de un mes aproximadamente.

Para el análisis de los resultados se llevó a cabo una revisión visual en la que se comparan la nube de puntos reclasificada y los objetos de estudio (puentes y masas de agua) presentes en la "verdad terreno", en este caso la ortofotografía obtenida con los fotogramas capturados simultáneamente en el vuelo LiDAR.

A continuación se muestran los resultados estadísticos tras la aplicación de la metodología para la detección de puentes (Tabla 2):

Tabla 2. *Resultados para puentes.*

Tipo de detección	Nº de puentes	Porcentaje
Omisiones	9	21%
Comisiones	0	0%
Detecciones parciales	4	10%
Detecciones completas	29	69%
Total	42	100%

El número total de puntos reclasificados como Puente en el bloque de estudio es de 18.838, teniendo un porcentaje de acierto entre detecciones totales y parciales de puentes del 80%. A continuación se muestran algunos ejemplos de diferentes detecciones (Figura 4):



Detección completa | Detección parcial

Figura 4. *Ejemplos de clasificación de puentes (en gris).*

En la mayoría de los casos, la causa principal de los errores de omisión o de detección parcial es una desviación de las geometrías lineales de la Red de Carreteras en las que el eje no está bien digitalizado a lo largo del puente, por lo que el algoritmo no puede determinar correctamente qué puntos están elevados.

El proceso para obtener los resultados en zonas de masas de agua ha sido el mismo que en el caso anterior. A continuación se muestran los resultados estadísticos tras la aplicación de la metodología para la detección de puntos de agua (Tabla 3):

Tabla 3. *Resultados para masas de agua.*

Tipo de detección	Nº de masas de agua	Porcentaje
Omisiones	5	16%
Comisiones	2	6%
Detecciones parciales	5	16%
Detecciones completas	20	63%
Total	32	100%

El número total de puntos reclasificados como Agua en el bloque de estudio es de 356.168. En este caso, teniendo un porcentaje de acierto entre detecciones totales y parciales de masas de agua del 79%.

Analizando los resultados se puede concluir que:

- Los errores de comisión se corresponden con dos zonas de sombra localizadas en terreno llano y cercano a cauces de ríos.
- Las detecciones parciales se corresponden con ríos, debido a que existen cambios en la radiometría del agua, por reflejos de vegetación, que hace que los valores de los índices radiométricos no cumplan con los umbrales establecidos. Esta causa es la misma para el caso de la mayor parte de las omisiones, localizadas en zonas de balsas de uso industrial o agrícola y en problemas de detección parcial en zonas saturadas de la imagen, debidas a brillos y reflejos en el agua.

A continuación se muestran algunos ejemplos de diferentes detecciones (Figura 5):

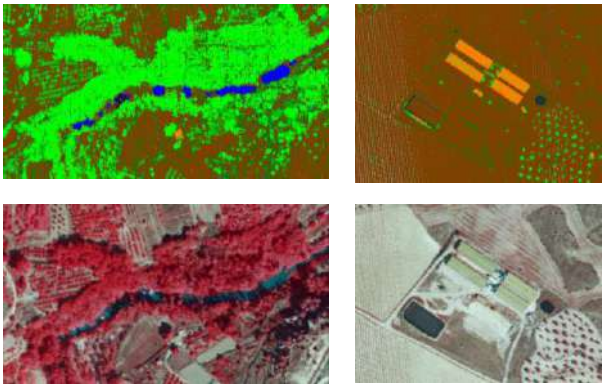


Figura 5. *Ejemplos de clasificación de puntos de masas de agua (en azul).*

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos han sido satisfactorios en el caso de estudio. Debido a esto se ha introducido en el flujo de trabajo de producción estándar del proyecto PNOA-LiDAR.

El uso de otros productos geométricos para establecer el área de interés mejora los resultados. La idea es utilizar este método, por una parte como primera mejora de la clasificación de la nube de puntos, y por otra, como un localizador de errores en los productos utilizados. Por lo tanto, los futuros resultados serían cada vez más precisos gracias a este proceso iterativo de mejora.

La aplicación de este método de forma extensiva a toda la cobertura, con datos recopilados en diferentes años y situaciones, dificulta la automatización. Sería interesante que algunos de los parámetros utilizados en los algoritmos se "autoajusten" mediante procesos de entrenamiento automático, con la implementación de procesos de *machine learning*.

5. BIBLIOGRAFÍA

Acharya, T., Subedi, A., Lee, D. 2018. Evaluation of Water Indices for Surface Water Extraction in a Landsat 8 Scene of Nepal. Sensors 18, no. 8: 2580.

Dalponte, M., Bruzzone, L., Gianelle, D. 2008. Fusion of Hyperspectral and LIDAR Remote Sensing Data for Classification of Complex Forest Areas. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, vol. 46, no. 5, pp. 1416-1427.

Fernández, A., Fernández, J., Tomé, J.L., Algeet, N., Guillén, M.L., Vallejo, R., Sandoval, V., Marchamalo, M. 2018. High resolution forest inventory of pure and mixed stands at regional level combining National Forest Inventory field plots, Landsat, and low density lidar, International Journal of Remote Sensing, DOI: 10.1080/01431161.2018.1430406

Zheng, Y., Wang, Ch., Chen, J., He, D. 2013. A Method of Bridge Outline Extraction based on Airborne LiDAR Data. Applied Mechanics and Materials, vol. 303-306, pp. 1048-1055.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 459-462. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Productos derivados del proyecto PNOA-LiDAR: el Modelo Digital de Diferencias y el Mapa LiDAR

Rodríguez-Cuenca, B., Garrido-Sáenz de Tejada, J.M., Lorite-Martínez, S., Moreno-Jabato, J.
Instituto Geográfico Nacional, Calle del General Ibáñez de Ibero, 3, 28003, Madrid, España. brcuenca@fomento.es

Resumen: La actualización automática de bases de datos cartográficas es uno de los principales retos de la cartografía desde sus orígenes. La detección de cambios a partir de la inspección visual del terreno es un procedimiento muy costoso en términos económicos y temporales. La información proporcionada por datos de teledetección multitemporales facilita y agiliza la detección de cambios en la superficie terrestre. En este trabajo se propone una metodología para identificar cambios en la cobertura del terreno comparando nubes de puntos registradas con sensores láser aéreos (ALS) en distintas épocas. Se ha comprobado la efectividad del método propuesto en datos tomados en la ciudad de Barcelona en los años 2010 y 2016. Los resultados obtenidos permiten identificar las nuevas construcciones, así como aquellos edificios que han sido demolidos en el periodo de 6 años transcurridos entre la adquisición de las nubes de puntos utilizadas. En este trabajo también se propone una metodología para la generación del llamado *mapa LiDAR*, un producto raster generado mediante la rasterización de las clases edificación y vegetación de las nubes de puntos LiDAR.

Palabras clave: nubes de puntos 3D, LiDAR, proyecto PNOA LiDAR, análisis multitemporal, actualización de cartografía, detección de cambios.

Derived products of PNOA-LiDAR project: Digital Model of Differences and LiDAR map

Abstract: *Automatic updating of cartographic databases is one of the main goals of cartographers since the origins of this scientific field. Detecting changes in land covers through visual inspection of the surface is costly in economic and temporal terms. Multitemporal remote sensing data ease and speed up the detection of changes in Earth surface. In this work it is proposed a method to identify changes in man-made infrastructures by comparing aerial laser scanner 3D point clouds registered in different dates, one in 2010 and other in 2016. The effectiveness of the proposed method was tested in the Spanish city of Barcelona. Results obtained in both test sites provide the new constructions and those buildings that have been demolished in the 6 years elapsed between both considered flights.*

Keywords: *3D Point Cloud, LiDAR, PNOA-LiDAR project, cartographic updating, change detection, multitemporal analysis.*

1. INTRODUCCIÓN

La cobertura del terreno cambia constantemente y la cartografía debe actualizarse periódicamente para reflejar la realidad de la superficie terrestre. Sin embargo, los procedimientos de actualización cartográfica no son simples. Los cambios en la morfología de la cobertura del suelo, ya sea de origen natural o artificial, pueden ocurrir en un corto período de tiempo. Algunas técnicas utilizadas para la actualización cartográfica, como el trabajo de campo o la fotointerpretación, son tareas costosas en términos económicos y temporales. Esto hace que las tareas de actualización cartográfica se dilaten en el tiempo y que los cambios en la cobertura del terreno tarden en reflejarse en los mapas.

Las imágenes de teledetección obtenidas con plataformas aéreas y satelitales son una herramienta muy útil para la producción y actualización de cartografía. En algunos trabajos, como el presentado en Holland et al. (2006) se han desarrollado diversas metodologías para actualizar bases de datos cartográficas con imágenes aéreas y satelitales. En los últimos años, las nubes de puntos registradas por los sensores LiDAR han tenido múltiples aplicaciones, como el desarrollo de inventarios forestales o la clasificación y detección de elementos urbanos. También se han utilizado para actualizar bases de datos cartográficas, bien combinando datos LiDAR con imágenes satelitales (Malpica et al., 2013 y Hermosilla et al., 2010) o bien utilizando sólo datos LiDAR (Vu et al., 2004 y Murakami et al.,1999).

Recientemente se han llevado a cabo trabajos basados en el análisis multitemporal de datos LiDAR para estudiar la evolución de ciertas coberturas terrestres, como cubiertas vegetales (Vastaranta et al., 2012 y McCarley et al., 2017), la geomorfología del terreno (James et al., 2012) o la detección de nuevos edificios y vegetación (Stal et al., 2013 y Febrer-Martínez et al., 2018).

El Instituto Geográfico Nacional (IGN) dirige y coordina el proyecto PNOA-LiDAR. El objetivo de este proyecto es medir todo el territorio español mediante un escáner láser aéreo (ALS) cada 6 años. Este proyecto comenzó en 2008 y en 2015 se completó la primera cobertura nacional completa. Actualmente, se está midiendo la segunda cobertura. La densidad de las nubes de puntos registradas es de alrededor de 1 punto/m^2, con una precisión de 20 cm en el componente z. Los datos del proyecto PNOA-LiDAR son datos abiertos, con uso gratuito y licencia de distribución gratuita. Los datos generados en el proyecto PNOA-LiDAR se han utilizado en diversos trabajos de investigación tales como Tomé-Morán et al. (2013) o Monterroso-Checa et al. (2017). El trabajo presentado en este documento propone una metodología para la generación de un producto en formato raster a partir de

datos LiDAR. También se propone una metodología para actualizar las bases de datos cartográficas y catastrales a partir de un Modelo Digital de Elevaciones (MDE) de diferencias (*DEM o Differences*, DoD), generado a partir de dos Modelos Digitales de Superficies producidos a partir de datos LiDAR registrados en diferentes épocas.

2. METODOLOGÍA

Las nubes de puntos en formato LAS, correspondientes al proyecto PNOA-LiDAR, son utilizadas como *input* de los procedimientos que se presentan en este artículo. Para el procedimiento de la detección de cambios se han utilizado ficheros LAS de la primera y segunda cobertura del proyecto que representan diferentes escenas de Barcelona en los años 2010 y 2016. En lo que se refiere a la producción del *mapa LiDAR* se han utilizado ficheros LAS de la primera cobertura de las ciudades de Madrid y Barcelona.

En este artículo se proponen dos metolodgías. La primera consiste en un procedimiento para detectar cambios en coberturas del terreno a partir de ficheros LiDAR registrados sobre el mismo lugar en distintas épocas. La segunda consiste en la creación del producto *Mapa LiDAR*, que consiste en la rasterización y superposición de diversas clases de coberturas terrestres contenidas en los ficheros .LAS.

2.1. Detección de cambios a partir de nubes de puntos multitemporales

En el año 2015 finalizó la toma de datos correspondientes a la primera cobertura, mismo año en el que dio comienzo la adquisición de la segunda, cuya finalización está prevista para el año 2020. En el IGN se ha desarrollado una metodología para detectar cambios acontecidos en el terreno entre dos coberturas consecutivas.

El método consiste en generar un Modelo Digital de Superficies (MDS) para cada una de las coberturas del proyecto PNOA LiDAR. Estos MDS se obtienen rasterizando, en una malla de resolución 2 metros, la cota más alta de los puntos correspondientes a las clases suelo, vegetación o edificación. Este paso de malla viene determinado por la densidad media de las nubes de puntos de 0,5 puntos/m^2. Con una resolución mayor no se garantizaría la continuidad del modelo y un tamaño de píxel más grande no permitiría distinguir ciertos elementos del terreno como edificaciones o vegetación. Extrayendo al MDS más actual el MDS generado con los datos de la primera cobertura se obtiene un Modelo Digital de Elevaciones de Diferencias (*DEM of Differences*, DoD) (James et al., 2012 y Febrer-Martínez et al., 2018). El DoD informa sobre aquellas cubiertas del terreno que han experimentado un cambio: nuevos edificios que se han construido o construcciones que se han demolido, movimientos del terreno de origen natural o antropogénico, evolución de zonas vegetales, etc. Debido a la precisión altimétrica de los datos, y con objeto de evitar falsos cambios de altura se establece un umbral de ±3 metros en el DoD final.

Identificar cambios en el terreno comparando imágenes aéreas o satelitales de diferentes épocas es una tarea compleja. Un fotointérprete experto y unas imágenes de gran calidad no garantizan la correcta detección de cambios en la cobertura terrestre. El producto DoD facilita la detección de cambios en cubiertas del terreno, un proceso clave en la actualización de cartografía. Sin embargo, la identificación de la tipología de los cambios no es automática ya que requiere de una inspección visual.

2.2. El producto *Mapa LiDAR*

Para la generación de este producto se utiliza, además de las nubes de puntos LiDAR, la Información Geográfica de Referencia de Hidrografía, generada por el propio Instituto Geográfico Nacional. Los archivos LiDAR, en formato las, están sometidos a un proceso de clasificación automática mediante el cual cada punto se etiqueta según la cobertura del terreno que represente en edificación, vegetación o suelo. En esta clasificación también se utiliza una base de datos catastral que permite refinar la clasificación en edificaciones. Una vez obtenida la nube de puntos clasificada se generan los siguientes subproductos:

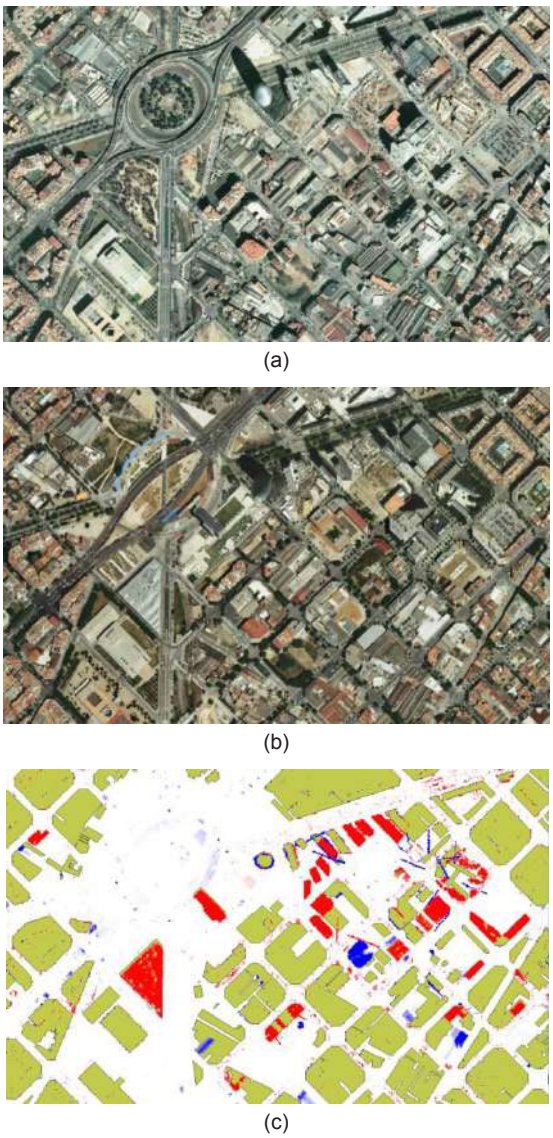
- Modelo digital de superficies sombreado. En este proceso no se tiene en cuenta la clase con la que están etiquetados los puntos, sino simplemente la altura de los puntos de la nube.
- Modelo digital de superficies normalizado de las clases edificios y vegetación. En este paso del proceso se consideran, en lugar de las alturas ortométricas, las alturas relativas al suelo y se rasterizan únicamente los puntos etiquetados como edificación y vegetación.
- Rasterización de la información vectorial superficial contenida en la información geográfica de referencia.

El mapa LiDAR se obtiene por combinación de las capas anteriormente descritas, todas ellas rasterizadas a un tamaño de píxel de 2,5 metros. A cada capa se le aplica un estilo de visualización y una paleta de color representativa de la cobertura que representa. De esta forma las capas de vegetación, edificación y agua se muestran en color verde, rojo y azul respectivamente. Como capa base se utiliza el MDS con sombreado y sobre él se superponen, aplicándoles una cierta transparencia para realzar la visualización de las diferentes cubiertas del terreno, las capas correspondientes a edificación, vegetación e hidrografía.

3. RESULTADOS

La metodología para la detección de cambios a partir de datos LiDAR se ha aplicado sobre la ciudad de Barcelona, utilizando las nubes de puntos LiDAR correspondientes a la primera y segunda cobertura del proyecto PNOA-LiDAR, registradas en los años 2010 y 2016 respectivamente. En la Figura 1 (a) y (b) se muestra una escena de una ortofoto de la ciudad de Barcelona en el año 2010 y 2016 respectivamente. La identificación de cambios entre las dos fechas de referencia a partir de la ortofoto es complejo. Con la metodología propuesta, comparando modelos digitales de superficie (MDS) registrados en diferentes épocas, la detección de cambios en el terreno es mucho más rápida e intuitiva. En la Figura 1(c) se muestran los cambios detectados en esta zona de estudio: en color rojo están representados los cambios positivos (nuevas edificaciones y vegetación que ha crecido en los 6 años que hay entre las dos capturas), en azul los cambios negativos y en color verde la base de

datos catastral más actual. A pesar de que la detección no es automática, los resultados que proporciona la metodología propuesta facilitan enormemente la detección de cambios y la correspondiente actualización de la cartografía y las bases de datos catastrales.



(a)

(b)

(c)

Figura 1. *Ortofoto de una escena de la ciudad de Barcelona en 2010 (a) y 2016 (b). En (c) se muestra el modelo digital de diferencias (DoD): en color rojo, cambios positivos; en color azul se muestran las zonas que han perdido altura entre las dos épocas de estudio.*

El producto *mapa LiDAR* ha sido generado con los datos LiDAR correspondientes a la primera cobertura del proyecto PNOA-LiDAR. Este producto raster se ha generado en el Instituto Geográfico Nacional, con un tiempo de procesado aproximado de un mes para la superficie total del territorio nacional español. En la Figura 2 se muestra la apariencia de este producto en las ciudades de Madrid (a) y Barcelona (b). Actualmente se está generando un servicio WMS y WCS para permitir a los usuarios la visualización y consulta de este producto, que puede servir tanto como mapa base como fuente para consultar las alturas de edificaciones y vegetación. La idea es, en un futuro, actualizar este producto a medida que se vayan registrando nuevas coberturas del proyecto PNOA-LiDAR.



(a)

(b)

Figura 2. *Dos escenas del producto Mapa LiDAR que representan las ciudades de Madrid (a) y Barcelona (b). Los edificios se muestran en una gama cromática de color rojo, en un degradado de color verde se representa la vegetación y el color azul está reservado para las láminas de agua.*

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se ha demostrado la utilidad de los datos LiDAR multitemporales, que permiten detectar los cambios que experimenta el terreno, bien sean de origen natural o antropogénico. Aunque el proceso de detección de cambios no es automático, el producto DoD (*Difference of DEMs*) facilita enormemente la actualización de bases de datos cartográficas, ya que identifica de manera exacta aquellas zonas del terreno que han sufrido las variaciones de altura más importantes. En un trabajo futuro se tratará de automatizar el proceso de detección de cambios para así agilizar la actualización de cartografía.

Por otra parte, la distribución y visualización de nubes de puntos 3D es compleja, debido a su elevado espacio de almacenamiento y a la complejidad computacional que requiere su correcta visualización en ordenador. El producto *mapa LiDAR* permite visualizar las nubes de puntos en formato raster, lo que pretende acercar la información tridimensional a más usuarios, ya que los formatos raster están más extendidos que el formato .LAS. La generación de este producto ya se ha comenzado a realizar en el IGN y en unos meses estarán disponible su descarga, visualización y consulta para todos los usuarios en el Centro de Descargas del CNIG y a través de un servicio web WMS y WCS.

5. BIBLIOGRAFÍA

Febrer-Martínez, M., Martínez-Cebrián, L., Gimeno-Gutiérrez, M., Rodrigues-Mimbrero, M., Montealegre-Gracia, A.L., de la Riva-Fernández, J. 2018. Detección de cambios en la edificación y en la cubierta vegetal en el sector central de la Depresión del Ebro en el período 2010-2016 mediante análisis multitemporal de datos LiDAR-PNOA. En López García, M.J., Carmona, P., Salom, J., Albertos, J.M. (Eds.), Tecnologías de la Información Geográfica: perspectivas multidisciplinares en la sociedad del conocimiento, Universidad de Valencia, pp. 424-432

Hermosilla, T., Ruiz, L.A., Recio, J.A., Fernández-Sarría, A. 2010. Detección automática de edificios mediante imágenes de alta resolución y datos Lidar para la actualización de bases de datos cartográficas en entornos urbanos. Revista de Teledetección, 34, 89-93.

Holland, D.A., Boyd, D. S., Marshall, P. 2006. Updating topographic mapping in Great Britain using imagery from high-resolution satellite sensors. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 60(3), 212-223.

James, L.A., Hodgson, M.E., Ghoshal, S., Latiolais, M. M. 2012. Geomorphic change detection using historic maps and DEM differencing: The temporal dimension of geospatial analysis. Geomorphology, 137(1), 181-198.

Malpica, J.A., Alonso, M.C., Papí, F., Arozarena, A., Martínez de Agirre, A. 2013. Change detection of buildings from satellite imagery and lidar data. International journal of remote sensing, 34(5), 1652- 1675.

McCarley, T.R., Kolden, C.A., Vaillant, N.M., Hudak, A.T., Smith, A.M., Wing, B.M., Kreitler, J. 2017. Multi-temporal LiDAR and Landsat quantification of fire-induced changes to forest structure. Remote Sensing of Environment, 191, 419-432.

Monterroso-Checa, A. 2017. Remote Sensing and Archaeology from Spanish LiDAR-PNOA: Identifying the Amphitheatre of the Roman City of Torreparedones (Córdoba-Andalucía-Spain), Mediterranean Archaeology and Archaeometry, 17 (1), pp. 15-22.

Murakami, H., Nakagawa, K., Hasegawa, H., Shibata, T., Iwanami, E. (1999): Change detection of buildings using an airborne laser scanner. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 54(2-3), 148- 152.

Stal, C., Tack, F., De Maeyer, P., De Wulf, A., Goossens, R. 2013. Airborne photogrammetry and lidar for DSM extraction and 3D change detection over an urban area–a comparative study. International Journal of Remote Sensing, 34(4), 1087-1110.

Tomé-Morán, J.L., Sanjuanbenito-García, P., Fernández-Landa, A. 2013. Cartografía de vegetación en la Comunidad de Madrid utilizando información LiDAR del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA). In Congresos Forestales; Sociedad Española de Ciencias Forestales: Vitoria-Gasteiz, Spain.

Vastaranta, M., Korpela, I., Uotila, A., Hovi, A., Holopainen, M. 2012. Mapping of snow-damaged trees based on bitemporal airborne LiDAR data. European journal of forest research, 131(4), 1217-1228.

Vu, T.T., Matsuoka, M., Yamazaki, F. 2004. LIDAR-based change detection of buildings in dense urban areas. In IGARSS 2004. 2004 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (Vol. 5, pp. 3413-3416). IEEE

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 463-466. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Reconsiderando los estándares para evaluar la exactitud de modelos de estimación de características de ecosistemas con LiDAR

Valbuena, R.[(1)], Hernando, A.[(2)], Manzanera, J.A.[(2)], Görgens, E.B.[(3)], Almeida, D.R.A.[(4)], Silva, C.A.[(5)], Mauro, F.[(6)], García-Abril, A.[(2)], Coomes, D.[(7)]

[(1)] Universidad de Bangor, Escuela de Ciencias Naturales, Bangor, Reino Unido. r.valbuena@bangor.ac.uk
[(2)] Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y Medio Natural, Madrid, España.
[(3)] Universidad Federal de los valles de Jequitinhonha y Mucuri, Dept. Forestal, Diamantina, Brasil.
[(4)] Universidad de San Paulo, Escuela de Agricultura Luiz de Queiroz, Departamento Forestal, Piracicaba, Brasil.
[(5)] Centro Goddard de Vuelos Espaciales de la NASA, Laboratorio de Biociencia, Maryland, Estados Unidos.
[(6)] Universidad Estatal de Oregón, Colegio Forestal, Corvallis, Oregón, Estados Unidos.
[(7)] Universidad de Cambridge, Departamento de Ciencias Vegetales, Cambridge, Reino Unido.

Resumen: La estimación de características de ecosistemas por sistemas LiDAR normalmente carece de una validación externa independiente. La razón radica en los costes de adquisición de datos de campo, y el hecho de que dividirlos en grupos separados para entrenamiento y validación de modelos conlleva una pérdida de poder estadístico. Por esa razón, la evaluación de la exactitud de estimaciones LiDAR normalmente se apoya de técnicas de validación cruzada, de las que se extrae el error medio para determinar la presencia de sesgos, el error cuadrático medio para evaluar su precisión, y el coeficiente de determinación para establecer la concurrencia entre valores estimados y observados. En esta investigación pusimos en duda la idoneidad de este tipo de evaluación, postulando que los procedimientos comunes para la evaluación de modelos predictivos pudieran estar de hecho escondiendo estimaciones sobreajustadas a la muestra. Para su demostración, acudimos a un argumento del tipo *reductio ad absurdum*, mostrando modelos claramente erróneos (incluyendo un número excesivo de predictores) que sin embargo pudieran parecer buenos a la luz de estas métricas. Establecimos la conveniencia de incluir una evaluación del grado de sobreajuste observando la inflación en las sumas de cuadrados en la validación cruzada comparado con los residuos del modelo. Los efectos perniciosos del sobreajuste no radican simplemente en la falta de generalización de los modelos, sino también en un efecto de tendencia hacia el promedio (sistemática estimación de valores bajos al alza y valores altos a la baja), difícil de detectar porque en combinación producen una estimación media insesgada, pero que producen mapas con estimaciones falsas. Recomendamos más investigación que clarifique los efectos de técnicas de validación cruzada. Sospechamos que los modelos de clasificación también pudieran estar afectados, y por lo tanto también recomendamos investigaciones similares evaluando estos efectos en tablas de contingencia y valores del coeficiente kappa.

Palabras clave: evaluación de modelos, sobreajuste, LiDAR.

Re-thinking accuracy assessment standards for LiDAR models predicting ecosystem traits

Abstract: *The assessment of model-assisted predictions of ecosystem traits from LiDAR commonly lack an external validation carried out with an independent dataset. The reason for this is the cost of acquiring field information, and the fact that dividing the available data between separate training and a validation datasets brings about a loss of statistical power in the models. The accuracy of LiDAR predictions of ecosystem variables is thus typically evaluated using a cross-validation, reporting the mean error expressing prediction bias, the root mean squared error expressing prediction precision, and the coefficient of determination assessing the agreement between observed and predicted values. In this research, we put into question the sufficiency of these, suspecting that common state-of-the-art procedures for accuracy assessment may conceal predictions that are in fact overfitted to the sample. In order to demonstrate this, we employed a reductio ad absurdum argument, by showing models that were overly wrong in light of obvious standards (e.g. employing too many predictor variables), but which would nonetheless appear reliable if evaluated by common accuracy assessment metrics. We thus determined the convenience assessing the degree of overfitting to the sample by observing the inflation of residual sums of squares in cross-validated results compared to model residuals. The effects of overfitting are not only in the lack of generalization out of the area of interest, but also in a systematic overestimation of low values and underestimation of high values which may remain unnoticed when overall they yield and unbiased average (an averaging effect), but renders the resulting map unreliable. We advice to conduct further research investigating the effects of several cross-validation schemes in comparison with an independent external validation. We suspect that similar effects may occur in classification models too, and thus we also recommend similar research assessing overfitting in contingency tables and kappa coefficient values.*

Keywords: *model assessment, overfitting, LiDAR.*

1. INTRODUCCIÓN

El problema de sobreajuste de modelos a la muestra no se ha planteado con suficiente reflexión en el campo de estimación de características de ecosistemas por variables derivadas de la respuesta de sistemas de LiDAR aerotransportado (Valbuena et al., 2017a). El sobreajuste a la muestra se puede evaluar por técnicas de replicación que permitan comparar resultados obtenidos por validación cruzada con los propios residuos del modelo (Hawkins, 2004). La mayoría de los estudios realizados por LiDAR asumen que el sobreajuste se puede evitar mediante un criterio que evite la sobreparametrización del modelo, basado en diversas métricas estadísticas tales como el número de condición (Naesset, 2002), el factor de inflación de la varianza, el estadístico Cp de Mallows (1973) (Hudak et al., 2006), o el criterio de información de Akaike (1992) (Bright et al., 2012) o su variante Bayesiana (Wing et al., 2012). En otros campos de modelización, no son pocos los autores que consideran estos criterios insuficientes, abogando por métodos que sirvan para evaluar el sobreajuste en las estimaciones finales directamente (Hawkins, 2004).

En esta contribución ponemos en duda la idoneidad de modelos comúnmente incluidos en publicaciones actuales en el campo de estimación de variables de ecosistemas mediante LiDAR. Nuestra hipótesis es que los procedimientos comunes para la evaluación de modelos predictivos pudieran inadvertidamente esconder estimaciones sobreajustadas a la muestra. Para su demostración, acudimos a un argumento del tipo *reductio ad absurdum*, mostrando modelos claramente erróneos (incluyendo un número excesivo de predictores) que sin embargo pudieran parecer buenos a la luz de las métricas más típicamente utilizadas en este campo: el error medio (EM) para determinar la presencia de sesgos, la raíz del error cuadrático medio (RECM) para evaluar su precisión, y el coeficiente de determinación (R^2) para establecer la concurrencia entre valores estimados y observados.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Material y pre-procesamiento de datos

Se utilizaron valores de biomasa aérea seca por hectárea obtenidas en 37 parcelas en la zona del pinar de Valsaín (Segovia) (Hernando et al., 2019). Estos valores se obtuvieron a partir de mediciones de diámetros de árboles y los modelos alométricos ajustados localmente por Montero et al. (2005). Durante las mediciones de árboles se obtuvo un posicionamiento muy estricto de las parcelas para asegurar su coincidencia con el vuelo LiDAR obtenido simultáneamente en la zona (Valbuena et al., 2011). Numerosas variables predictoras fueron derivadas a partir de las distribuciones de alturas LiDAR extraídas de estas parcelas, siguiendo los procedimientos comunes de estimación de variables por áreas con LiDAR (Naesset, 2002; Hudak et al., 2006; Bright et al., 2012; Valbuena et al., 2013).

2.2. Método de selección de variables por pasos (*step-wise*)

El primer modelo presentado se ajustó utilizando el paquete de R stepAIC, el cual lleva a cabo una selección de variables por eliminación por pasos (Venables y Ripley, 2002). El criterio utilizado está en la restricción del parámetro delta (Burnham y Anderson, 2002) que mide el crecimiento relativo del criterio de información de Akaike (AIC), en su versión corregida por Sugiura (1978). El procedimiento de selección de variables por pasos es un método muy comúnmente establecido y extendido en la estimación de variables con LiDAR (Naesset, 2002; Hudak et al., 2006; Bright et al., 2012; Valbuena et al., 2013).

2.3. Método de selección de variables por pasos con sobreajuste restringido

El segundo modelo presentado fue el mismo que el primero, minimización del AIC (Burnham y Anderson, 2002), al que se le añadió un criterio de restricción del sobreajuste a la muestra, continuando el propio algoritmo de eliminación de variables predictoras por pasos (*step-wise*) hasta que se satisfaga este criterio. Al contrario que la selección de variables por pasos, la evaluación del sobreajuste sólo se lleva a cabo por unos pocos investigadores en el campo de la estimación de variables con LiDAR (Latifi et al., 2015; Valbuena et al., 2017a). De acuerdo a los resultados obtenidos en Valbuena et al. (2017a), decidimos que este criterio de evitación del sobreajuste fuese un limitación en la inflación en la suma de cuadrados de los residuales obtenidos por validación cruzada, en comparación con el propio ajuste del modelo. Este límite se estableció en un máximo del 10%, como valor deseable aproximado sugerido por Lipovetsky (2013).

3. RESULTADOS

En el primer gráfico mostrado en Figura 1 (izquierda) se muestran los resultados obtenidos por el método de selección de variables por pasos. Su EM relativo del 1,32% demostró que se trataba de una estimación insesgada. Su RECM relativo mostraba una precisión en la estimación del 11,7%. Su R^2 mostraba una concurrencia entre los valores observados y estimados del 83,6%. Los test de hipótesis demostraron que la relación entre observado y estimado se ajustaban a la correspondencia 1:1, ya que todos ellos dieron resultado no significativo, no pudiéndose rechazar las hipótesis nulas H_0: $\alpha=0$, ni H_0: $\beta=1$ (esquina superior izquierda en los gráficos de la figura 1). Una inspección visual de la figura 1 (izquierda) también puede corroborar esta correspondencia, así como la ausencia de ninguna estructura de variabilidad ni tendencia afectando a los residuos del modelo. Sin embargo, el número de variables predictoras en el modelo fue excesivo, alcanzando $p=23$. En este sentido, el uso del valor de delta evaluando el incremento relativo del AIC fue claramente insuficiente, en especial para un conjunto de variables predictoras presentando un alto nivel de colinearidad como los que suelen presentar los valores LiDAR. El único valor capaz de poner en relieve esta carencia fue la inflación en la suma de cuadrados de los residuales, que fue de un 190% mayor en los valores obtenidos por validación cruzada de lo que fueron en el modelo original.

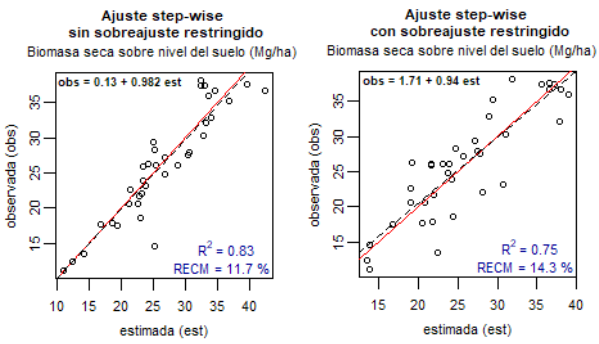


***Figura 1**. Valores observados frente a estimados para los modelos con selección de variables excluyendo o incluyendo la restricción de sobreajuste a la muestra.*

En el segundo gráfico de la figura 1 (derecha) se muestran los resultados obtenidos por el método de selección de variables por pasos, añadiendo en el código una restricción de no sobrepasar una inflación del 10% en las sumas de cuadrados, además de la propia restricción ya incluida en el paquete *stepAIC* de no sobrepasar el incremento relativo del AIC. El resultado también se demostró que produciría una estimación insesgada, con un EM relativo de –0,63%. Su RECM relativo fue sólo algo mayor, con una precisión en la estimación del 14,3%. Su R^2 mostraba una concurrencia entre los valores observados y estimados del 75,7%. Los test de hipótesis también demostraron que la relación entre observado y estimado se ajustaban bien a la correspondencia 1:1, de nuevo sin estructuras de variabilidad ni tendencia que puedan llevar a sesgos locales para ciertos valores de la característica del ecosistema que se estaba tratando (Figura 1 derecha). El número de variables predictoras en este caso fue sólamente $p=2$, seleccionándose el tercer cuartil y el tercer momento L como variables que explicaron la mayor parte de la variabilidad. En este caso, la inflación en la suma de cuadrados, que fue sólo del 8% al comparar los obtenidos por validación cruzada frente a los propios residuales de modelo, claramente evitando de esta forma el sobreajuste a la muestra.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En esta contribución hemos querido poner una nota crítica a los modelos que se están comúnmente publicado a nivel internacional estimando características de ecosistemas con datos LiDAR. En concreto, hemos querido poner en relieve el problema de sobreajuste a la muestra. Para demostrar este hecho, hemos esgrimido un argumento del tipo *reductio ad absurdum*, mostrando modelos claramente erróneos por incluir un número excesivo de predictores, que sin embargo pudieran parecer buenos a la luz de las métricas comúnmente utilizadas para evaluar la exactitud de las estimaciones (Valbuena et al., 2017a, 2019).

Los resultados aquí presentados muestran cómo un modelo con sólo dos variables predictoras obtuvo un resultado menos sobreajustado que el obtenido automáticamente bajo los criterios establecidos en el paquete de R *stepAIC*, con una reducción masiva de la inflación de las sumas de cuadrados desde el 190% a tan sólo un 8%. Esto se consiguió sin apenas detrimento de la precisión del modelo, que aumento en menos de tres puntos porcentuales, obteniendo un valor del 14,3% en consonancia con modelos presentados en la literatura de estimación de variables con LiDAR. De este modo, sólo dos variables, el tercer cuartil de las alturas LiDAR así como el tercer momento L (que denota la asimetría, ver Valbuena et al. 2017b), prácticamente consiguieron explicar el mismo porcentaje de variabilidad en la variable observada en campo, que añadiendo al modelo otros 21 variables predictoras adicionales en el modelo supuestamente parsimonioso que se obtuvo mediante el criterio de minimización de AIC.

Como conclusión, observamos la conveniencia de aplicar criterios más estrictos en los modelos LiDAR actuales utilizados para estimar variables de ecosistemas. Proponemos la inclusión de una métrica estadística que sirva para la evaluación del grado de sobreajuste a la muestra. Nuestra investigación nos mostró que la más válida pudiera ser la inflación en las sumas de cuadrados en la validación cruzada comparado con los residuos del modelo. Son varios los efectos perniciosos del sobreajuste. Primero está la falta de generalización de los modelos, que no tiene validez ninguna fuera del área de interés utilizada. Sin embargo, tienen un efecto pernicioso también a nivel local, ya que se produce una estimación sistemática de valores bajos al alza y valores altos a la baja, lo que viene a denominarse un efecto de tendencia hacia el promedio. Este efecto es difícil de detectar porque ambos sesgos locales en combinación producen una estimación media insesgada. Esto no afecta por lo tanto a los estimados de valores medios, pero afecta a la inferencia en la precisión de la estimación, dando una falsa apariencia de ser más baja de lo que es en la realidad. El efecto más pernicioso es sin embargo que los propios mapas que se producen con estos modelos presentan estimaciones a escala de pixel que son simplemente falsas, especialmente localizados en los extremos del rango de valores de la variable de ecosistema de interés. Recomendamos más investigación que clarifique los efectos de técnicas de validación cruzada, ya que nosotros hemos utilizado un método *jack-knife*, pero existen todavía muchas dudas sobre cuál es el porcentaje de la muestra a separar en la validación cruzada que se debería utilizar para la evaluación en la inflación de sumas de cuadrados, y cuál es el efecto del propio tamaño muestral en los resultados. También convendría hacer investigaciones más detallas sobre cuál es el propio límite que se debe dar a la inflación en las sumas de cuadrados, seguramente de acuerdo a la propia intensidad muestral y el diseño de la validación cruzada .

Aunque nosotros nos hemos especializado en variables forestales y teledetección LiDAR, pensamos que este efecto de sobreajuste a la muestra podría estar afectando un campo más amplio de la teledetección. En concreto, sospechamos que los modelos de clasificación también pudieran estar afectados, y por lo tanto también recomendamos investigaciones similares evaluando estos efectos en tablas de contingencia y valores del coeficiente kappa, exactitud del usuario y del productor, la exactitud global de las clasificaciones, etc., para lo cual todavía quedaría dedicar investigaciones concretas a cómo atajar problemas de sobreajuste con variables exploratorias discretas o categóricas.

5. BIBLIOGRAFÍA

Akaike, H. 1992. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Kotz, S., y Johnson, N.L. (Eds.) Breakthroughs in statistics 1. Springer, London, pp 610–624.

Bright, B.C., Hicke, J.A., Hudak, A.T. 2012. Estimating aboveground carbon stocks of a forest affected by mountain pine beetle in Idaho using LiDAR and multispectral imagery. Remote Sensing of Environment, 124, 270–281.

Burnham, K.P., Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach (2nd Edition). Secaucus, NJ, USA: Springer.

Hawkins, D.M. 2004. The problem of overfitting. Journal of chemical information and computer sciences, 44.1, 1-12.

Hernando, A., Puerto, L., Mola-Yudego, B., Manzanera, J.A., García-Abril, A., Maltamo, M., Valbuena, R. 2019. Estimation of forest biomass components through airborne LiDAR and multispectral sensors. iForests - Biogeosciences and Forestry, 12, 207-2013.

Hudak, A.T., Crookston, N.L., Evans, J.S., Falkowski, M.J., Smith, A.M.S., Gessler, P.E., Paul, E., Morgan, P. 2006. Regression modeling and mapping of coniferous forest basal area and tree density from discrete-return LiDAR and multispectral satellite data. Canadian Journal of Remote Sensing, 32, 126-138.

Latifi, H., Heurich, M., Hartig, F., Müller, J., Krzystek, P., Jehl, H., Dech, S. 2015. Estimating over- and understorey canopy density of temperate mixed stands by airborne LiDAR data. Forestry, 89 (1), 69-81.

Lipovetsky, S., 2013. How good is best? Multivariate case of Ehrenberg-Weisberganalysis of residual errors in competing regressions. Journal of Modern Applied Statistical Methods, 12 (2), 14.

Mallows, C.L. 1973. Some Comments on Cp. Technometrics, 15 (4), 661–675.

Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M. 2005. Producción de biomasa y fijación de CO_2 por los bosques españoles. Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid, pp. 275.

Naesset, E. 2002. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. Remote Sensing of Environment, 801, 88-99.

Sugiura N (1978) Further analysts of the data by Akaike's information criterion and the finite corrections. Communications in Statistics - Theory and Methods 7 (1): 13-26.

Valbuena, R., Mauro, F., Arjonilla, F.J., Manzanera, J.A. 2011. Comparing Airborne Laser Scanning-Imagery Fusion Methods Based on Geometric Accuracy in Forested Areas. Remote Sensing of Environment, 115, 1942-1956.

Valbuena, R., Packalen, P., Mehtätalo, L., Garcia-Abril, A., Maltamo, M. 2013. Characterizing forest structural types and shelterwood dynamics from Lorenz-based indicators predicted by airborne laser scanning. Canadian Journal of Forest Research, 43, 1063–1074.

Valbuena, R., Hernando, A., Manzanera, J.A., Görgens, E.B., Almeida, D.R.A., Mauro, F., García-Abril, A., Coomes, D.A. 2017a. Enhancing of accuracy assessment for forest above-ground biomass estimates obtained from remote sensing via hypothesis testing and overfitting evaluation. Ecological Modelling, 366, 15–26.

Valbuena, R., Maltamo, M., Mehtätalo, L., Packalen, P. 2017b. Key structural features of boreal forests may be detected directly using L-moments from airborne LiDAR data. Remote Sensing of Environment, 194, 437–446.

Valbuena, R., Hernando, A., Manzanera, J.A., Görgens, E.B., Almeida, D.R.A., Silva, C.A., García-Abril, A. 2019. Evaluating observed versus predicted forest biomass: R-squared, index of agreement or maximal information coefficient? European Journal of Remote Sensing, 52 (1), 1-14.

Venables, W.N., Ripley, B.D. 2002. Modern Applied Statistics with S (4th Ed.). Springer, New York

Wing, B.M., Ritchie, M.W., Boston, K., Cohen, W.B., Gitelman, A., Olsen, M.J. 2012. Prediction of understory vegetation cover with airborne LiDAR in an interior ponderosa pine forest. Remote Sensing of Environment, 124, 730-741.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 467-470. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Expansión continua del IFN4 de Extremadura y Canarias mediante técnicas LiDAR

Guerra-Hernández, J.[1,2], Avilés, C.[2], Botequim, B.[3], Jurado-Varela, A.[4], Sandoval-Altalerrea, V.[5], Robla-González, E.[6]

[1] Forest Research Centre, School of Agriculture, University of Lisbon, Instituto Superior de Agronomia (ISA), Tapada da Ajuda, 1349-017, Lisboa, Portugal. juanguerra@isa.ulisboa.pt

[2] Albera Medio Ambiente, S.L. Edificio CEEI, módulo 5. Aeródromo de Villafría. 09007 Burgos, España.

[3] Servicio de Ordenación y Gestión Forestal, Consejería de Medio Ambiente y Rural, Políticas Agrarias y Territorio, Junta de Extremadura. Carretera de San Vicente s/n, 06007, Badajoz, España.

[5] Jefe de Servicio de Inventario Forestal, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, España.

[6] Área de Inventario y Estadísticas Forestales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, España.

Resumen: Los requisitos de inventario y gestión forestal están cambiando rápidamente en el contexto de un conjunto cada vez más complejo de objetivos económicos, ambientales y sociales. Hoy en día, los inventarios forestales a gran escala se pueden obtener con técnicas de teledetección tridimensionales y de alta resolución como los sensores LiDAR. Estas técnicas son superiores a los inventarios forestales por muestreo en términos de costos y nivel de detalle espacial y temporal. La combinación de grandes conjuntos de datos de parcelas de campo y cobertura nacional LiDAR ofrece una oportunidad para reducir drásticamente el coste de los inventarios forestales de alta resolución. El objetivo de este proyecto consistió en la expansión a toda la superficie arbolada de las Comunidades Autónomas (CCAA) de Extremadura y Canarias de los valores dasométricos de masa obtenidos en las parcelas del inventario Forestal Nacional (IFN4) en dichas CCAA mediante el uso de cobertura LiDAR de baja densidad (0,5 puntos m^{-2}), proporcionados por el PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea). Las variables de masa objeto de la modelización fueron el volumen con corteza (VCC), área basimétrica (G) y número pies por hectárea (N) a nivel regional para los 15 y 13 estratos LiDAR definidos mediante la agrupación de 48 y 34 estratos procedentes de las teselas del Mapa Forestal Español (MFE) en el caso de Extremadura y Canarias, respectivamente. También se analizó la influencia de la georeferenciación de las parcelas del IFN4 y el tipo de masas forestales en el comportamiento de los modelos LiDAR en términos de R^2 y RMSE. Posteriormente, se elaboró la cartografía espacialmente explicita que representa las variables dasométricas obtenidas en este estudio para las diferentes formaciones forestales de Extremadura y Canarias.

Palabras clave: LiDAR, Inventario Forestal Nacional, inventario forestal a gran escala, monitorización forestal.

Developing Regional Lidar-Derived forest inventory models at Extremadura and Canarias levels using National Forest Inventory (IFN4)

Abstract: *Forest inventory and management requirements are changing rapidly in the context of an increasingly complex set of economic, environmental, and social policy objectives. Nowadays, forest inventories on the landscape scale can be obtained with three-dimensional and mostly high-resolution remote-sensing techniques, such as LiDAR and other aerial surveys. These techniques are superior over traditional forest inventories in terms of costs, and level of spatial and temporal details. The combination of large field plots datasets and countrywide LiDAR information offers an opportunity to drastically reduce the costs of high-resolution forest inventories. The objective of this project was developing regional based-LiDAR forest inventory models using National Forest Inventory plots (IFN4) and low-density LiDAR data coverage (0.5 points m^{-2}) from PNOA project in Extemadura and Canarias regions. Forests inventory variables (Volume with bark (VCC), Basal area (G) and number of trees per hectare (N)) was modelled at a regional level using 15 and 13 Lidar strata by grouping 48 and 34 strata from the Spanish Forest Map (MFE) in the case of Extremadura and Canary Islands, respectively. The influence of the georeferencing plots and forest structure in the performance of LiDAR models was also analysed in terms of R^2 and RMSE. Finally, spatially explicit mapping was also conducted in order to represent the dasometric variables obtained in this study at regional level.*

Keywords: *LiDAR, National Forest Inventory, large-scale forest inventory, forest monitoring.*

1. INTRODUCCIÓN

La gestión forestal sostenible conlleva como paso previo a la toma de decisiones conocer las existencias a nivel regional mediante inventarios forestales, los cuáles determinarán y condicionarán los objetivos de la futura planificación forestal de las Comunidades Autónomas (González Molina et al., 2006). Por una parte, los inventarios forestales tradicionales están basados en la toma de datos de campo mediante muestreos sistemáticos o aleatorios de parcelas de campo con los que se obtienen los valores medios y sus correspondientes errores estadísticos de las distintas variables dasométricas que definen la masa forestal, referidas a las unidades mínimas inventariables y unidades básicas de gestión ya sean rodales o estratos.

Este tipo de inventarios tradicionales tienen la desventaja de que en el caso de superficies forestales muy extensas

sería necesario un elevado número de parcelas de muestreo y un trabajo de campo muy intenso para recoger toda la variabilidad de la región (Fernández-Landa et al., 2018) y obtener resultados fidedignos con la realidad y errores de muestreo asumibles, con el consecuente elevado coste económico asociado. Por todo ello el inventario forestal por muestreo supone una fuerte inversión para las administraciones cuando se realiza en formaciones forestales de gran extensión a nivel regional (González-Ferreiro et al., 2014).

Por otra parte y para solventar esta limitación, la aplicación de la tecnología del láser escáner aerotransportado (ALS "*Airbone Laser Scanning*") ha sido reconocida como una herramienta muy efectiva y de gran utilidad para estimar –entre otros aspectos– la distribución espacial de los recursos forestales (Maltamo et al., 2014) con la ventaja añadida de la reducción de los costes de inventario (González-Ferreiro et al., 2014) y la posibilidad de elaborar una cartografía con un nivel de detalle mucho mayor en comparación con la obtenida de los inventarios forestales tradicionales (Domingo et al., 2019; Guerra-Hernández et al., 2016). Hasta la fecha hay pocas experiencias de trabajo a escala regional, siendo el inventario asistido por LiDAR una herramienta de gran potencial. Además, existen pocos estudios sobre la influencia del tipo de masa forestal y la nueva georefenciación de las parcelas del IFN4 en el comportamiento de los modelos LiDAR a nivel regional.

El objetivo de este proyecto consistió en la expansión a toda la superficie arbolada de las CCAAs de Extemadura y Canarias de los valores dasómetricos de masa obtenidos en las parcelas del IFN4 en dichas CCAAs mediante el uso de cobertura LiDAR de baja densidad (0,5 primeros retornos m^{-2}), proporcionados por el PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea) al mismo tiempo que se analizó la influencia del tipo de masa y la precisión de la georefereciacion en los modelos finales.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La cartografía de variables de masa Volumen con corteza (VCC), área basal (G) y número de pies por hectárea (N) se desarrolló mediante una metodología de inventario forestal a nivel de masa (*area-based approach*, ABA) con datos LiDAR aerotransportado de baja densidad procedentes de la primera cobertura LiDAR-PNOA del vuelo 2010 (Extremadura) y 2015-16 (Canarias) con una resolución teórica de 0,5 pulsos/m^2.

2.1. Procesado datos LiDAR a nivel regional

El tratamiento de la nube de puntos se realizó con el software *Lastools* (Isenburg, 2016) e Intel®Core i9-7900X workstation with 64 GB of RAM y 10 núcleos. Se realizó una nueva clasificación de la vegetación a nivel de las dos regiones, con una revisión de la clasificación de los puntos de terreno y no terreno, de forma que permitió generar modelos digitales de elevaciones (DEM) más precisos. La figura 1 representa un esquema resumen con la metodología empleada para el tratamiento de los datos LiDAR, generación de los modelos para los estratos LiDAR definidos en el proyecto a partir del MFE. Se generaron listas de 12058 y 2527 archivos laz para Extremadura y Canarias, respectivamente. Para ello se crearon celdas o *tiles* de 2×2 km con *buffer* de 50 m [*lastile*] que permitió evitar problemas asociados al solapamiento de las celdas en la clasificación de los retornos del suelo en la posterior generación de los DEMs de 2 m de resolución con otros softwares libres en el mercado. También se realizó una reclasificación de la vegetación y la normalización de la nube de puntos para extraer las métricas a nivel de la cobertura LiDAR para las formaciones forestales y de parcela.

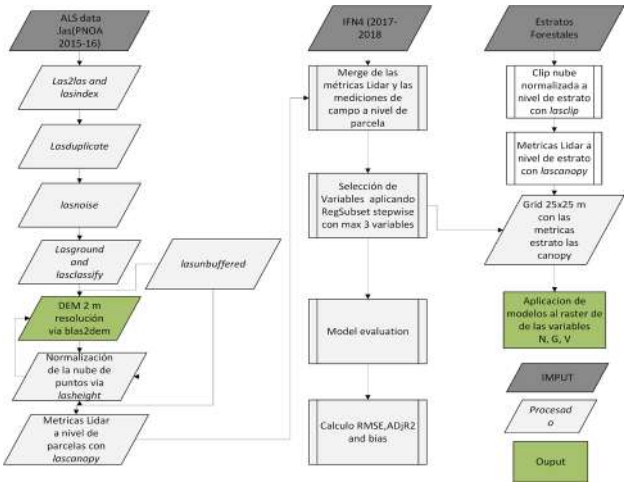


***Figura 1**. Diagrama de flujo con la metodología de trabajo de reclasificado de la nube de puntos a nivel regional para CCAAA de Canarias con el software Lastools y generación modelos LiDAR.*

2.2. Parcelas IFN4 y campo

Se realizó un primer análisis de la información de la base de datos de las parcelas procedentes del IFN4 que se midieron en ambas comunidades durante el año 2017, con el objetivo de realizar un primer filtrado para el ajuste de los modelos definitivos para cada formación forestal. Los dos criterios principales para la selección fueron:

1. **Criterio de georrefereciación**: Usar sólo parcelas corregidas (COR) y georrefereciadas con GPS de precisión para los modelos definitivos. En ambas Comunidades se comenzó a tomar el centro de las parcelas con GPS de precisión submétrica a partir del año 2017 con GPS marca TRIMBLE Juno 5B Handheld con precisión en postproceso de 1-2 m.
2. **Criterio de intervención o perturbación**: De esta forma se eliminaron todas las parcelas que habían sufrido aprovechamiento forestal entre año del vuelo y el inventario. Se usó el criterio de parcelas con área basimetrica extraída en el caso de las parcelas A1 (Parcelas en las que se localice el rejón y esté bien implantado); y el criterio visual en el caso de cortas de regeneración procedente de los estadillos de campo del IFN4.

Con estos dos criterios fueron empleadas un total de 793 parcelas en el caso de Extremadura y 612 parcelas para Canarias para la generación de los modelos definitivos. En el caso de Extremadura el desfase es mayor entre el vuelo PNOA 2010 y la realización de las parcelas correspondientes al IFN4, mientras que en el caso de Canarias solo existe un año de diferencia entre el vuelo PNOA 2015-16 y el inventario. En el caso de Extremadura, considerando estos

2 criterios, solo 4 estratos LiDAR quedaron con un tamaño de muestra por debajo de 30 parcelas para la modulación. En el caso de Canarias fueron 9 estratos de los 13 definidos. En estos estratos se moduló utilizando el criterio de parcela no intervenida, pero sin tener en cuenta el tipo de GPS utilizado para replantear el centro de la parcela, con el objetivo de alcanzar un mayor número de parcelas de muestreo por estrato LiDAR y modular con un rango de valores adecuado.

2.3. Ajustes de modelos LiDAR

Se ajustaron modelos lineales con un máximo de tres variables independientes. Siguiendo la metodología descrita en Guerra-Hernández et al. (2016) mediante el uso del package "*leaps*" en R (Team, 2017) y usando como variables independiente las métricas descritas en Guerra-Hernández et al. (2016). Se calcularon los valores de coeficiente de determinación ajustado (R^2_{adj}), el error cuadrático medio relativo (rRMSE), absoluto (RMSE) y el sesgo.

3. RESULTADOS

3.1. Ecuaciones de las principales formaciones e influencia de la georreferenciación

La mayoría de los modelos (Tabla 1) incluyó dos variables significativas: una métrica de altura y una de cobertura, como la fracción de cabida cubierta (*CC*), calculada a partir de la nube como% de primeros retornos por encima de 2,00/total primeros retornos.

***Tabla 1**. Resumen de los modelos explicativos de las variables de masa, estadísticos de bondad del ajuste y resultados de los errores estimados a nivel de parcelas para los estratos principales de frondosas y coníferas de cada CCAA analizando muestras con número (N) parcelas corregidas con GPS precisión (COR) y sin GPS de precisión (NCOR).*

Extremadura					
Estrato	GPS (N parcelas)	Modelo	R^2_{adj}	RMSE	rRMSE
Variable dependiente VCC					
Dehesas	NO COR (391)	h_{99}, *CC*	0,47	7,7	47,7
	COR (198)	h_{99}, *CC*	0,32	6,4	45,1
Encinares	NO COR (201)	h_{95}, *CC*	0,44	11,6	76,4
	COR (92)	h_{95}, *CC*	0,42	10,8	63,8
Alcornocales	NO COR (50)	h_{99}, *CC*	0,51	17,3	57,5
	COR (76)	h_{skw}, *CC*	0,67	14,3	57,7
P.pinaster	NO COR (201)	h_{10}, *CC*	0,65	61,2	49,7
	COR (52)	h_{25}, *CC*	0,79	46,6	43,4
P.pinea	NO COR (120)	h_{80}, *CC*	0,50	45,3	65,8
	COR (42)	h_{20}, *CC*	0,83	15,1	32,2
Canarias					
P. canariensis	NO COR (568)	h_{50} , *CC*	0,67	66,06	56,99
	COR (334)	h_{40}, *CC*	0,78	51,53	36,71
Fayal-Brezak	NO COR (109)	h_{30}	0,60	57,9	63,1
	COR (103)	h_{20}, *CC*	0,74	53,1	46,9
Mezclas fayal-brezal y laurisilvas macaronésica	NO COR (39)	h_{mean}, *CC*	0,80	57,4	36,2
	COR (28)	h_{70}, *PARA2*	0,78	55,9	29,1
Mezcla de coniferas y frondosas autoctonas	NO COR (25)	h_{99}, CC´	0,63	69,8	48,5
	COR (42)	h_{mean}, h_{SD}	0,79	62,7	39

3.2. Cartografía regional

Mediante programación en R se generó la cartografía en formato .tif con resolución de pixel 25×25 m para las variables VCC, G y N en ambas comunidades mediante la aplicación de los modelos predictivos a la cobertura LiDAR, comparándose posteriormente las estimativas a nivel regional entre la metodología LiDAR e IFN4.

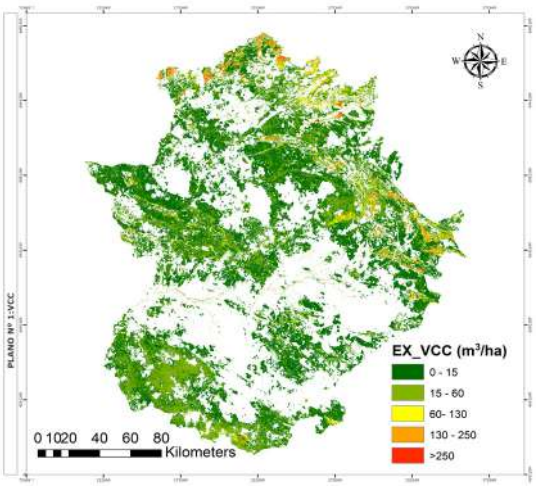


***Figura 2**. Mapa estimativas regionales de VCC para la CCAA de Extremadura para el año 2017 mediante aplicación modelos LiDAR para los 15 estratos LiDAR definidos a partir de los estratos del MFE*

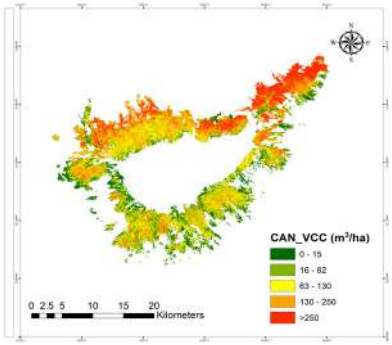


***Figura 3.** Mapa estimativas regionales de VCC para el estrato LiDAR P. canariensis en la isla de Tenerife de CCAA de Canarias*

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados de los modelos regionales para VCC y G en masas puras, densas y uniformes (pinares, eucaliptales, alcornocales, etc.) fueron satisfactorios, obteniéndose modelos precisos para el uso de sus estimativas de forma operacional en la región para el año 2017, con valores de R^2 que consiguen explicar el 80% de la variabilidad en las variables citadas para las especies *Pinus pinaster* y *P. pinea*. Sin embargo, en los modelos en formaciones más abiertas (dehesas, encinares, castañares, etc.) y masas mixtas de varias especies, más heterogéneas como resultado de agregar varios estratos del MFE, los resultados no fueron satisfactorios, con valores de R^2 que no superaron 0,5 en VCC y G. Los resultados confirman que la precisión del LiDAR aerotransportado resulta menos sensible a este tipo de errores en masas densas, y su utilización para desarrollar modelos ABA en masas abiertas es limitado.

La mayoría de los modelos desarrollados para estimar N alcanzaron valores de R^2 cercanos a 0,30.

Una de las principales conclusiones, observando los resultados de los modelos y estudiando el efecto de la georreferenciación, es que el posicionamiento no afectó en el comportamiento de los modelos en masas más abiertas. Sin embargo, en masas puras de pinares y otras especies productivas en la CCAA el efecto fue muy evidente, con disminuciones en términos de R^2 de 0,79 a 0,65 en el caso del *P. pinaster*, o reduciéndose de 0,83 a 0,50 en el caso de *P. pinea* comparando muestras de parcelas bien georreferenciadas con GPS de precisión submétrica y parcelas tomadas sin GPS de precisión.

Canarias

Para la formación principal de la CCAA (*Pinus canariensis*) el modelo de VCC alcanzó valores de 0,78 de R^2 y RMSE=51,53 m^3/ha (rRMSE=36,71%), usándose un total de 334 parcelas en el desarrollo de los modelos (parcelas bien georreferencias y sin intervención). Analizando el factor georreferenciación se observó un descenso en términos de R^2 de 0,78 a 0,67, y un aumento en términos de error cuadrático medio a 66,06 m^3/ha (rRMSE=56,99%) en el caso de usar parcelas con y sin georreferenciación. Los valores fueron similares a los valores alcanzados para la formación de pinar *P. pinaster* en la CCAA de Extremadura, donde se consiguieron valores de 0,79 de R^2 y 46,6 m^3/ha de RMSE respectivamente, aunque considerando solo 52 parcelas en la modelización. En el resto de formaciones donde fue posible analizar el efecto de geolocalización porque se tenían parcelas suficientes también se observó que existe un efecto claro del posicionamiento en el comportamiento de los modelos, especialmente en G y VCC (i.e mezcla de coníferas y frondosas autóctonas diferencias R^2 e RMSE).

Se confirmó, al igual que en la CCAA de Extremadura, que en formaciones con un dosel más abierto el efecto de geolocalización no es tan influyente como en masas más densas. Sin embargo, en masas más abiertas el comportamiento de los modelos ABA para estas formaciones está muy afectado, puesto que la precisión del escáner láser aerotransportado resulta menos sensible a este tipo de errores en masas densas. También los resultados de los modelos fueron ligeramente sensibles al desfase entre el vuelo y el inventario, en pinares exclusivamente, con valores ligeramente mejores en el caso de Canarias respecto a Extremadura.

5. BIBLIOGRAFÍA

Domingo, D., Alonso, R., Lamelas, M.T., Montealegre, A.L., Rodríguez, F., de la Riva, J. (2019). Temporal Transferability of Pine Forest Attributes Modeling Using Low-Density Airborne Laser Scanning Data. Remote Sensing, 11(3), 261.

Fernández-Landa, A., Fernández-Moya, J., Tomé, J.L., Algeet-Abarquero, N., Guillén-Climent, M.L., Vallejo, R., Sandoval, V., Marchamalo, M. 2018. High resolution forest inventory of pure and mixed stands at regional level combining National Forest Inventory field plots, Landsat, and low density lidar. International journal of Remote Sensing, 39(14), 4830-4844.

González-Molina, J.M., Piqué-Nicolau, M., Vericat-Grau, P. (2006). Manual de ordenación por rodales: gestión multifuncional de los espacios forestales. Centre Tecnológic Forestal de Catalunya, Solsona, Lleida, ISBN: 84-690-3133-3

González-Ferreiro, E., Diéguez-Aranda, U., Crecente-Campo, F., Barreiro-Fernández, L., Miranda, D., Castedo-Dorado, F. 2014. Modelling canopy fuel variables for Pinus radiata D. Don in NW Spain with low-density LiDAR data. International journal of Wildland Fire, 23(3), 350-362.

Guerra-Hernández, J., Görgens, E.B., García-Gutiérrez, J., Rodriguez, L.C.E., Tomé, M., González-Ferreiro, E. 2016. Comparison of ALS based models for estimating aboveground biomass in three types of Mediterranean forest. European Journal of Remote Sensing, 49(1), 185-204.

Isenburg, M. 2016. LAStools—efficient tools for LiDAR processing (Version 160921, academic).

Maltamo, M., Næsset, E., Vauhkonen, J. (2014). Forestry applications of airborne laser scanning. Springer.

Team, R.C. 2017. R: A language and environment for statistical computing (Version 3.4. 2) [Computer software]. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

SECCIÓN 10

Medio ambiente y recursos hídricos

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 473-476. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Análisis por teledetección de superficies de agua altamente variables en zonas húmedas

Pena-Regueiro, J.[(1)], Sebastiá-Frasquet, M.T.[(1)], Estornell, J.[(2)]
[(1)] Instituto de Investigación para la Gestión Integrada de Zonas Costeras, Universitat Politècnica de València, C/ Paraninfo, 1, 46730 Grau de Gandia, España. jepere@doctor.upv.es
[(2)] Grupo de Cartografía GeoAmbiental y Teledetección, Universitat Politècnica de València, Camí de Vera s/n, 46022, Valencia, España.

Resumen: Es importante desarrollar metodologías que permitan el seguimiento de ecosistemas altamente vulnerables como las zonas húmedas para conocer su estado. El objetivo de este trabajo es determinar la superficie de lámina de agua de una zona húmeda litoral a partir de imágenes Sentinel-2. La resolución espacial y temporal de Sentinel-2 es clave para poder estudiar la variabilidad espacial y temporal de estos ecosistemas. La metodología propuesta debería ser considerada como herramienta de gestión para conocer la superficie real de inundación, antes de aplicar medidas que tal vez sean innecesarias, como el bombeo de elevados caudales al mar.

Palabras clave: Sentinel-2, humedal, superficie inundada, NDWI, precipitación, evapotranspiración.

Analysis of highly variable water surfaces in humid areas using Remote Sensing

Abstract: *It is important to develop methodologies that allow monitoring of highly vulnerable ecosystems such as wetlands to know their status. The objective of this study is to determine the water sheet surface of a coastal wet zone from Sentinel-2 images. The spatial and temporal resolution of Sentinel-2 is vital to study the spatial and temporal variability of these ecosystems. The proposed methodology should be considered as a management tool to know the actual flood surface, before applying measures that may be unnecessary, such as pumping high flows into the sea.*

Keywords: *Sentinel-2, wetland, flooded surface, NDWI, precipitation, evapotranspiration.*

1. INTRODUCCIÓN

Las zonas húmedas son de vital importancia por la gran variedad de servicios ecosistémicos que generan. A nivel hidrológico son una importante reserva de agua dulce, zona de recarga de aguas subterráneas y zona de mitigación de crecidas e inundaciones. En los últimos años existe un creciente interés en desarrollar indicadores para monitorear el cambio ambiental en estas áreas (Tiner, 2004). Una gran cantidad de estudios científicos han abordado el tema del mapeo y monitoreo de hábitats naturales a través de sensores remotos y la obtención de indicadores sobre su estado de conservación (Tiner, 2004). Una de las variables de interés para su seguimiento es la superficie de láminas de agua o superficie inundada. La Convención de Ramsar representa el principal marco mundial para la protección ambiental de los humedales. La Convención estableció un Sistema de Clasificación de Tipos de Humedales que identifica 42 tipos agrupados en 3 categorías principales: marinos y costeros, continentales y artificiales. Así pues, una determinada zona húmeda se identifica con un tipo principal de humedal según su predominancia, pero puede tener presentes más de un tipo, siendo esto lo más común. La Marjal de la Safor (Valencia, España) es un humedal costero, en el que se encuentran los siguientes subtipos continentales y artificiales: turberas no arboladas, manantiales de agua dulce (conocidos localmente como *ullals*), tierras de regadío (cítricos) y canales de transportación y de drenaje, zanjas (acequias y rasas). Cada uno de estos subtipos se caracteriza por su tamaño, morfología, vegetación y período de permanencia de la lámina de agua. Esta gran variabilidad dificulta el seguimiento del estado de estos humedales, principalmente por el reducido tamaño de algunas superficies que dificulta su detección y cuantificación (Gallant, 2015). En este trabajo proponemos la utilización de imágenes Sentinel-2 (ESA) que teniendo en cuenta su resolución espacial permiten salvar esta dificultad. El objetivo es realizar un seguimiento temporal y espacial de la superficie de lámina de agua de la Marjal de la Safor mediante imágenes Sentinel-2. Para detectar el cambio interanual y trimestral se calcula el índice de anomalía de la superficie de lámina de agua. Además, para interpretar los cambios observados se calcula el índice de anomalía de la precipitación y de la evapotranspiración.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La Marjal de La Safor (Valencia, España) tiene una superficie de 1244,86 ha que se extiende por cuatro municipios: Gandia, Xeresa, Xeraco y Tavernes de la Valldigna (Figura 1). Esta zona húmeda tiene varias figuras de protección: zona ZEPA, Lugar de Interés Comunitario (LIC) con código ES5233030 y a nivel regional forma parte del Catálogo Valenciano de Zonas Húmedas. Contiene los hábitats: "Lagos distróficos naturales", "Ríos mediterráneos de caudal permanente", "Turberas calcáreas de *Claudium mariscus* y *Carex davalliana*", "lagos eutróficos naturales" y "prados mediterráneos de hierbas altas y juncos".

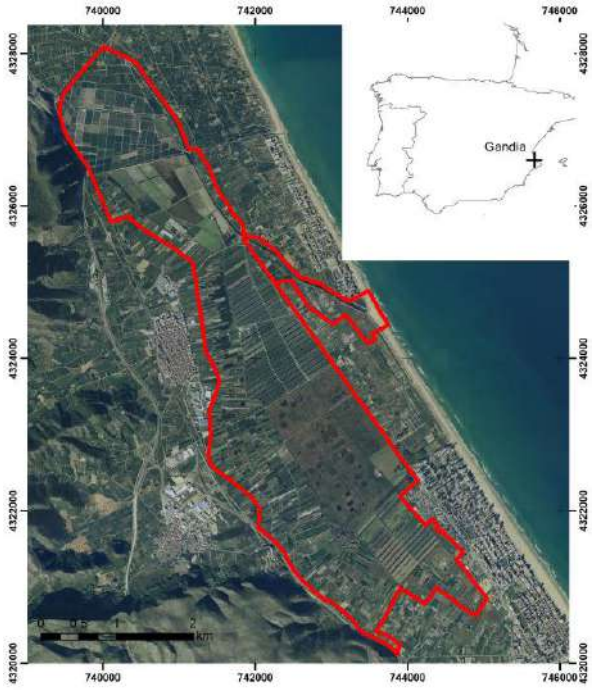


***Figura 1**. Límite zona húmeda "Marjal de la Safor".*

Se considera una de las zonas húmedas litorales de agua dulce mejor conservadas en la Comunidad Valenciana. El nivel freático en la Marjal fluctúa con cierta facilidad en función de las variaciones del nivel piezométrico de las aguas subterráneas. Cuando el nivel freático es elevado la capacidad de infiltración se ve inhibida y el agua acumulada desborda fácilmente sobre los límites habitualmente encharcados. Entre los usos del suelo actuales se distinguen zonas seminaturales caracterizadas por las láminas de agua y vegetación palustre, y áreas transformadas para el cultivo de cítricos, hortalizas y flores ornamentales.

2.2. Análisis

Los análisis se realizaron mediante el uso de imágenes satelitales Sentinel-2A y B nivel 1C descargadas desde la web de Copernicus (https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home) y de la web EarthExplorer (https://earthexplorer.usgs.gov). Se descargaron imágenes entre el 01/09/2015 y el 31/08/2018 para cubrir 3 años hidrológicos intentando disponer de tres imágenes por mes distribuidas de manera homogénea. Las imágenes se corrigieron atmosféricamente mediante la aplicación Sen2Cor (versión 02.05.05) implementado en SNAP (ESA, versión 6.0.0).

***Tabla1.** Listado de imágenes utilizadas en el estudio por fecha.*

	Año			
Mes	2015	2016	2017	2018
Enero		12	16	01, 11, 21
Febrero			25	15, 25
Marzo		12	07	07, 27
Abril		01, 21	06, 16	
Mayo		01, 21	06, 16, 26	01, 16, 21
Junio			05, 15, 30	15, 25
Julio		30	05, 15, 30	05, 15, 30
Agosto		09	04, 24	04, 19, 29
Septiembre	14, 24	18	13	
Octubre	04	08	03, 13, 28	
Noviembre		07, 17	07, 17, 27	
Diciembre	03		02, 17, 22	

A partir de las imágenes corregidas atmosféricamente se calculó el índice de agua *Normalized Difference Water Index* (NDWI, McFeeters, 1996) para la extracción de las superficies de agua presentes en la zona de estudio (Ecuación 1).

Este índice se seleccionó tras un análisis estadístico en el que se compararon diferentes índices en diversos humedales y fechas. Las imágenes de NDWI se reclasificaron utilizando el umbral de mayor a -0,30 para extraer las láminas de agua. Este umbral se definió a partir de 60 puntos cuya clase tierra/agua se determinó a partir de ortofotos de alta resolución (30 sobre tierra y 30 sobre agua) tomados en 2016, 2017 y 2018 en 4 humedales de la Comunidad Valenciana (660 puntos en total). El umbral mostró consistencia para distintos niveles de inundación. Estos resultados forman parte de una investigación más amplia (artículo en revisión). Esta nueva capa se transformó a polígonos y las áreas de cada uno de ellos se calcularon obteniendo la superficie total de lámina de agua en cada imagen. Los datos de superficie se promediaron por trimestre calculando la anomalía de superficie de lámina de agua IAL_i (Ecuación2).

$$NDWI = \frac{B3 - B8}{B3 + B8} \quad (1)$$

Siendo $B3$ la reflectividad de la banda 3 (560 nm) de Sentinel 2 y $B8$ la reflectividad de la banda 8 (842 nm).

$$IAL_i = \frac{A_{LAi} - A_{LAmedio}}{\sigma_{LAmedio}} \quad (2)$$

Siendo IAL_i el índice de la Anomalía de Lámina de Agua para un trimestre i, A_{LAi} es la superficie media de lámina de agua en el trimestre i, $A_{LAmedio}$ es la superficie media de lámina de agua en el trimestre del periodo analizado (01/09/2015-31/08/2018) y $\sigma_{LAmedio}$ es la desviación estándar de la superficie de lámina de agua en el trimestre del periodo analizado. A partir de estos valores se analizaron los trimestres con anomalías positivas y negativas. Además, se obtuvieron los valores de precipitación y evapotranspiración potencial de la estación meteorológica más cercana a la zona de estudio, Gandia-Marxuquera (http://riegos.ivia.es/datos-meteorologicos).Con estos valores se calcularon el Índice de Anomalía de Precipitación, IAP_i (Ecuación 3) (Valencia et al., 2017) y el índice de Anomalía de Evapotranspiración Potencial $IAETP_i$ (Ecuación 4).

$$IAP_i = \frac{P_i - P_{medio}}{\sigma_{Pmedio}} \quad (3)$$

Siendo IAP_i el índice de la Anomalía de Precipitación para un trimestre i, P_i es la precipitación media en el trimestre i, P_{medio} es la precipitación media en el trimestre del periodo analizado (01/09/2015-31/08/2018) y σ_{Pmedio} es la desviación estándar de la precipitación en el trimestre del periodo analizado.

$$IAETP_i = \frac{ETP_i - ETP_{medio}}{\sigma_{ETPmedio}} \quad (4)$$

Siendo $IETP_i$ es el índice de la Anomalía de Evapotranspiración potencial para un trimestre *i*, ETP_i es la evapotranspiración potencial media en el trimestre *i*, ETP_{medio} es la evapotranspiración media en el trimestre del periodo analizado y $\sigma_{ETPmedio}$ es la desviación estándar de la evapotranspiración potencial en el trimestre del periodo analizado.

Finalmente se calculó el coeficiente de correlación de Pearson entre las variables superficie de agua, precipitación y evapotranspiración por trimestres (Tabla 2).

3. RESULTADOS

El cálculo de los índices de anomalías trimestrales (Figura 2) permite observar la relación directamente proporcional entre la superficie de agua y la precipitación, e inversamente proporcional entre superficie de agua y evapotranspiración. El período de estudio analizado comienza en el primer trimestre del año hidrológico 2016 (Tabla 3), de septiembre a noviembre de 2015, con un IAL_i positivo que se corresponde con un trimestre de elevada precipitación (258,6 mm) y baja evapotranspiración. Durante los siguientes cuatro trimestres el IAL_i fue negativo coincidiendo con el período de bajas precipitaciones (282,8 mm acumulados). Del segundo trimestre de 2017 al primero de 2018 (Tabla 3) se observa un período con un IAL_i positivo que inicia tras las gotas frías del periodo de diciembre a febrero con 459,0 mm acumuladas.

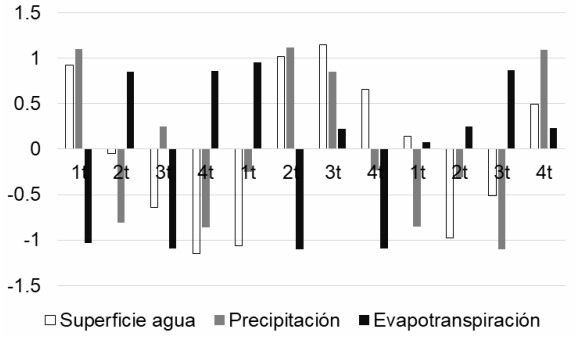


Figura 2. *Índice de anomalías trimestrales de superficie de agua, precipitación y evapotranspiración.*

La relación observada en la Figura 2 se confirma con los coeficientes de correlación de Pearson resumidos en la Tabla 2. En general se observa una elevada correlación de la superficie de agua con la precipitación y la evapotranspiración entorno a 0,70.

Tabla 2. *Índice de correlación de Pearson trimestral entre superficie de agua (Sa) - precipitación (P) y superficie de agua (Sa) – Evapotranspiración (ETP).*

Correlación	1t	2t	3t	4t
S_a - P	0,58	0,74	0,69	0,69
S_a - ETP	-0,98	-0,71	0,25	-0,80

En la Figura 3 se presentan imágenes representativas del período de estudio. De izquierda a derecha, agosto de 2016 con una superficie de agua de 94,6 ha, enero de 2017 con una superficie de 170,6 ha y mayo de 2017 con 93,3 ha. En agosto de 2016 y mayo de 2017 la superficie de agua se limita prácticamente a la zona húmeda artificial, canales de drenaje y riego (acequias y rasas). En enero de 2017 el incremento del nivel piezométrico en el acuífero cárstico debido a las precipitaciones y el aumento del drenaje hacia la Marjal produce el aumento de inundación de la zona de turberas calcáreas y prados mediterráneos.

Tabla 3. *Equivalencias periodos de estudio entre año hidrológico y trimestres.*

Años Hidrológicos	1t	2t	3t	4t
2016	Sep-Oct-Nov 15	Dic15/ Ene-Feb 16	Mar-Abr-May 16	Jun-Jul-Ago 16
2017	Sep-Oct-Nov 16	Dic16/ Ene-Feb 17	Mar-Abr-May 17	Jun-Jul-Ago 17
2018	Sep-Oct-Nov 17	Dic17/ Ene-Feb 18	Mar-Abr-May 18	Jun-Jul-Ago 18

4. DISCUSIÓN

La resolución espacial y temporal de las imágenes Sentinel-2 ha permitido detectar y cuantificar las superficies de agua en la época de mínima (Figura 3, agosto 2016) y máxima superficie inundada (Figura 3, enero 2017). La superficie permanente de agua en la zona húmeda artificial,



Figura 3. *Imágenes representativas de la variabilidad de la superficie de agua inundada de la Marjal de la Safor. Composición en falso color R (B08), G (B04) y B (B03).*

acequias y rasas, de pequeñas dimensiones, sería difícilmente observable con otros sensores de menor resolución espacial. La zona con mayor variabilidad de superficie de agua es la zona húmeda de vegetación palustre (turberas y prados).

La correlación entre superficie inundada, precipitación y evapotranspiración es en general elevada dado el funcionamiento hidrológico de la Marjal. Los episodios de precipitación producen la recarga del acuífero cárstico y un aumento de la descarga hacia el acuífero detrítico, con el consecuente aumento del nivel freático. Asimismo, la elevada evapotranspiración, coincidente con los meses más secos del año, explica la reducción de la superficie inundada. Sin embargo, puntualmente el coeficiente de correlación es bajo (Tabla 2). Es el caso de la correlación entre superficie de agua y la evapotranspiración del tercer trimestre. Cabe destacar que en la Marjal de la Safor es muy importante la regulación artificial de la superficie inundada. Principalmente tras los episodios de precipitación se bombea agua al mar para tratar de descender el nivel freático e impedir la inundación de los cultivos de cítricos y de zonas urbanizadas (Sebastiá et al., 2012). Además, hay catalogados al menos catorce pozos importantes, para el abastecimiento de aguas potables de la playa de Gandia y el municipio de Xeresa y de agua de riego a la Comunidad de Regantes de Gandia. El caudal extraído varía mucho en función de la estación, siendo máximo durante el verano, período de mayor afluencia turística.

Estas actuaciones antrópicas explican que la correlación observada no sea mayor. Este estudio es un paso fundamental en el mejor entendimiento del funcionamiento hídrico de la Marjal. La metodología propuesta debería ser considerada como herramienta de gestión para conocer la superficie real de inundación, antes de aplicar medidas, que tal vez sean innecesarias, como el bombeo de elevados caudales al mar, y que puedan resultar dañinas para el ecosistema. Uno de los mayores valores ecosistémicos de las zonas húmedas es que son una importante reserva de agua dulce. Aplicar medidas de gestión basadas en metodologías científicas y no en costumbres no adaptadas al escenario actual pueden llevar a la pérdida de un recurso hídrico muy necesario antes los futuros escenarios de cambio climático.

5. BIBLIOGRAFÍA

Gallant, A., 2015.The challenges of remote monitoring of wetlands.Remote Sensing, 7(8), 10938-10950.

McFeeters, S.K. 1996. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. Int. J. Remote Sens., 17, 1425– 1432.

Sebastiá, M.T., et al. 2012. Influence of nutrient inputs from a wetland dominated by agriculture on the phytoplankton community in a shallow harbour at the Spanish Mediterranean coast. Agriculture, Ecosystems & Environment, 152, 10-20.

Tiner, R.W. 2004 Remotely-sensed indicators for monitoring the general condition of "natural habitat" in watersheds: an application for Delaware's Nanticoke River watershed, Ecological Indicators 4 (4), 227-243.

Valencia, J. et al. 2017. Anomalías de vegetación asociadas con el fenómeno del ENOS en el valle geográfico del río Cauca, Colombia. Revista de Teledetección, 50, 89-99.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 477-480. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Estimación de flujos de energía en un ecosistema de dehesa utilizando fusión de datos ópticos y térmicos obtenidos por sensores hiperspectrales aeroportados

Burchard-Levine, V.[(1)], Nieto, H.[(2)], Riaño, D.[(1,3)], Migliavacca, M.[(4)], El-Madany, T.S.[(4)], Pérez-Priego, O.[(5)], Carrara, A.[(6)] Martín, M.P. [(1)]

[(1)] Laboratorio de Espectro-radiometría y Teledetección Ambiental (SpecLab), Consejo Superior de investigación Científicas (CSIC), Madrid, España. vicentefelipe.burchard@cchs.csic.es

[(2)] Complutum Tecnologías de la Información Geográfica S.L. (COMPLUTIG), Alcalá de Henares, Madrid, España.

[(3)] Center for Spatial Technologies and Remote Sensing (CSTARS), University of California, 139 Veihmeyer Hall, One Shields Avenue, Davis, CA 95616, Estados Unidos.

[(4)] Max Planck Institute for Biogeochemistry, Department Biogeochemical Integration, Hans-Knöll-Str. 10, D-07745 Jena, Alemania.

[(5)] Department of Biological Sciences, Macquarie University, Sydney, NSW, 2109 Australia.

[(6)] Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Valencia 46980, España.

Resumen: Los flujos de energía, incluida la evapotranspiración, son indicadores clave para monitorizar y comprender el funcionamiento y la salud de los ecosistemas. Los modelos de balance de energía superficial, como el modelo de balance de energía de dos fuentes (TSEB), se utilizan para estimar la evapotranspiración utilizando datos del infrarrojo térmico (TIR). Sin embargo, una limitación importante de estos métodos es la escasa disponibilidad de imágenes TIR de alta resolución espacial. Esto es un problema especialmente importante en paisajes complejos y heterogéneos, como las dehesas, donde se combinan dos capas de vegetación con distintas propiedades biofísicas y estructurales que afectan la partición de los flujos de agua y energía. En este estudio se utilizan imágenes hiperespectrales aeroportadas de alta resolución espacial obtenidas por el sensor óptico *Compact Airborne Spectrographic Imager* (CASI) y térmico *Airborne Hyperspectral Scanner* (AHS), operados por el Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA), con el fin de aplicar el modelo TSEB sobre la estación experimental de Majadas localizada al norte de la provincia de Cáceres. Se utiliza un método de fusión de imágenes para desagregar los datos de temperatura de superficie terrestre (LST) obtenida con el sensor AHS (4,5 m) a la resolución espacial de CASI (1,5 m). De esta manera, es posible discriminar los píxeles correspondientes a los dos estratos de vegetación: árbol y pasto, de tal forma que éstos se utilizan para parametrizar el modelo TSEB de manera diferente según el tipo de vegetación. El método se aplicó sobre una serie temporal de imágenes obtenidas en 5 campañas de vuelos entre 2014 y 2017. Los resultados obtenidos se compararon con las mediciones de flujo de *Eddy Covariance* (EC) obtenidas *in situ* desde tres torres ubicadas en el área de estudio. Los resultados obtenidos demuestran que TSEB simula adecuadamente el calor latente y sensible con una alta correlación (r=0,93 y 0,87 respectivamente) y con errores mínimos (RMSE de 54 y 27 W m^{-2} respectivamente). Estos resultados pueden usarse como mapas de validación para mejorar las estimaciones de flujos de energía usando datos de satélite.

Palabras clave: TSEB, flujos de energía, temperatura de superficie, dehesa, fusión.

Estimating energy fluxes for a complex Tree-Grass Ecosystem using optical and thermal data fusion from airborne hyperspectral sensors

Abstract: *Energy fluxes, including evapotranspiration, are key indicators to monitor and understand ecosystem functioning and health. Surface energy balance models, such as the two-source energy balance (TSEB) model are increasingly being used to estimate evapotranspiration using thermal infrared (TIR) remote sensing data. However, a major constraint to these methods is the limited availability of fine resolution TIR images. This is notably an issue in spatially complex and heterogenous landscapes, such as Tree-Grass ecosystems, where different vegetation layers with distinct physical and radiometric properties are present in close proximity and affect energy flux partitioning. As such, this study uses high resolution airborne overpasses equipped with both optical, Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI) and thermal, Airborne Hyperspectral Scanner (AHS), sensors, to feed the TSEB model over the Majadas experimental site in central Spain. A thermal sharpening method is used to disaggregate the land surface temperature (LST) retrieval from the AHS (4.5m) sensor to the CASI (1.5m) spatial resolution. In this manner, tree and grass pixels are discriminated and the TSEB model is parameterized differently depending on the vegetation type. The method is applied over a time series of airborne overpasses from five flights between 2014 and 2017. Results were evaluated against in situ eddy covariance (EC) flux measurements from three towers located with the study site. The model performance indicates that TSEB adequately simulates latent and sensible heat with high correlation (r=0.93 and 0.87 respectively) and with minimal errors (RMSE of 54 and 27 Wm^{-2}, respectively). These results can be used as validating flux maps to improve flux retrievals from satellite borne imagery.*

Keywords: *TSEB, energy balance, land surface temperature, dehesa, thermal sharpening.*

1. INTRODUCCIÓN

Los modelos que simulan los intercambios energéticos superficie-atmósfera se utilizan cada vez más para comprender los procesos ambientales y climáticos del sistema terrestre. Dentro de estos, los modelos de balance de energía como el modelo de Balance de Energía de Dos Fuentes (TSEB) (Norman et al., 1995) permiten la estimación de los flujos de agua y energía y así comprender mejor el funcionamiento de los ecosistemas dinámicos en un clima cambiante.

La teledetección es una fuente de información relevante para la adecuada parametrización de estos modelos, ya que permite representar las dimensiones espacial y temporal de una región de interés a partir de información obtenida en diversas regiones espectrales. En los modelos de balance de energía habitualmente se combinan datos ópticos del visible e infrarrojo cercano-medio (VNIR-SWIR ~ 0,4 y 1,2 mm) y los del infrarrojo térmico (TIR ~ 8 y 14 mm). Los primeros se utilizan para evaluar el estado y las características de la vegetación (i.e. índice de área foliar (LAI) y su fracción verde (fg), o el albedo), mientras que la temperatura de la superficie terrestre (LST) obtenida de los segundos es la información principal para derivar el intercambio de calor entre la superficie y la atmósfera. Sin embargo, una limitación importante en la teledetección TIR es la necesidad de equilibrar las capacidades espectrales del sensor con su resolución espacial, ya que la las imágenes TIR tienden a capturarse con una resolución relativamente gruesa (especialmente en comparación con los sensores ópticos). Esto es un problema especialmente relevante en el caso de ecosistemas complejos y heterogéneos, donde diferentes tipos de vegetación y cobertura del suelo, con diferentes propiedades radiométricas, biofísicas y estructurales, no pueden discriminarse al nivel del píxel.

Un ejemplo de estos ecosistemas complejos son los ecosistemas tipo *tree-grass* (TGE), como la dehesa española en los que coexisten dos estratos diferentes de vegetación: árboles y pasto, y en ocasiones también matorral. Para estimar adecuadamente los flujos de energía en estos ecosistemas, el modelo debe tener en cuenta de manera inherente estas diferencias, que no solo varían en el espacio, sino también en el tiempo debido a la fenología.

El objetivo de este trabajo es proponer una metodología que permita obtener estimaciones fiables y precisas de los flujos de energía en un TGE a partir de datos hiperspectrales de alta resolución espacial. Para ello se propone el uso del modelo TSEB y se evalúa una metodología de fusión de imágenes (Gao et al., 2012) donde las imágenes TIR se desagregan a la resolución espacial de las imágenes ópticas mediante algoritmos de aprendizaje automático. Los resultados se evalúan comparándolos con las observaciones de tres torres *eddy covariance* (EC) ubicadas en el sitio experimental de Majadas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio se sitúa en Majadas de Tiétar (39°56′24,68″ N, 5°46′28,70″ W) al norte de la provincia de Cáceres (Casals et al., 2009; El-Madany et al., 2018). Se trata de una estación experimental ubicada en un ecosistema de dehesa compuesto de árboles dispersos, en su mayoría encinas (*Quercus ilex*. L.), sobre una capa de vegetación herbácea. Las encinas cubren aproximadamente el 20% de la superficie y tienen una altura media de 8 m (El-Madany et al., 2018). El área se caracteriza por períodos de verano muy calurosos y secos (de junio a septiembre), en los que la cubierta herbácea se seca completamente. En la zona de estudio operan desde 2014 tres torres EC pertenecientes a la red FLUXNET (Figura 1). Las torres están ubicadas a una distancia inferior a 650 m y por lo tanto con propiedades ambientales muy similares. Sin embargo, las áreas de influencia de dos de las torres han sido sometidas a un experimento de manipulación a gran escala, donde se agregó nitrógeno a la torre Norte (NT) y nitrógeno y fósforo a la torre Sur (NPT), mientras que la torre principal se mantuvo como control (CT) (El-Madany et al., 2018; Luo et al., 2018).

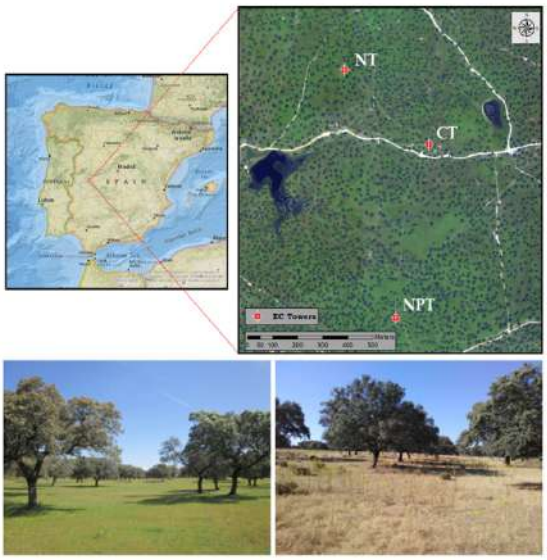


Figura 1. *Área de estudio y ubicación de las torres EC (CT: control, NT: fertilizada con nitrógeno y NPT: fertilizada con fósforo y nitrógeno)*

2.2. Datos

En este estudio se utilizaron imágenes adquiridas en cinco vuelos entre 2014 y 2017 sobre el área de estudio (Tabla 1). Los vuelos fueron operados por el Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA) utilizando dos sensores: *Compact Airborne Spectrographic Imager* (CASI) y *Airborne Hyperspectral Scanner* (AHS).

Tabla 1. *Fecha, hora y condiciones meteorológicas durante las campañas de los vuelos operados por el INTA con los sensores CASI y AHS. Ta es temperatura del aire y SW_{in} es radiación solar entrante.*

Fecha	Hora (GMT)	Ta (C)	SW_{in} (Wm^{-2})
8 de abril 2014	11:47	22,04	859,58
23 de abril 2015	12:15	21,56	939,55
3 de julio 2015	12:05	32,16	944,98
3 de mayo 2016	12:15	23,89	968,86
19 de mayo 2017	12:17	21,18	982,28

Los datos de radiación neta (Rn), calor sensible (H), calor latente (LE) y flujo de calor del suelo (G) utilizados para evaluar el rendimiento del modelo se obtuvieron de las torres EC.

2.3. El Modelo TSEB

El modelo TSEB (Norman et al., 1995) se ha aplicado de manera robusta en diferentes tipos de ecosistemas para estimar los flujos de energía (Kustas y Anderson, 2009). Sus principales datos de entrada son: LST, derivadas de la radiación infrarroja térmica (TIR), propiedades estructurales de la vegetación (e.g. LAI) y datos meteorológicos. Uno de los principales problemas es que la LST obtenida mediante teledetección TIR puede diferir hasta en varios grados en comparación con la temperatura aerodinámica (Norman et al., 1995), especialmente en sistemas de vegetación escasa y semiáridos. Para resolver este problema el TSEB asume que la radiación térmica total del cuerpo negro que es emitida por la superficie está ponderada por la fracción de vegetación observada por el sensor y la emisión de las superficies del suelo y la vegetación (Ecuación 1).

$$LST(\theta) = [\, f(\theta) Tc^4 + \, (1 - f(\theta)) Ts^4 \,]^{1/4} \qquad (1)$$

Donde $f(\theta)$ es la fracción de vegetación observada por el sensor en el ángulo θ, Tc es la temperatura del dosel de vegetación (K) y Ts es la temperatura de la superficie del suelo (K). Como tal, el balance de energía se resuelve en dos capas (vegetación y suelo) y LE se calcula como el residual de las ecuaciones de balance de energía (Ecuaciones 2-3).

$$LE,\ c = Rn,c - H,c \qquad (2)$$

$$LE,\ s = Rn,s - H,s - G \qquad (3)$$

Donde Rn es la radiación neta (W m^{-2}), LE es calor latente (W m^{-2}), G es el flujo de calor del suelo (W m^{-2}), y los subíndices s y c se refieren a los componentes del dosel del suelo y la vegetación, respectivamente. Las principales incertidumbres se encuentran en la estimación del componente H, que se deriva de la temperatura de la superficie como condición límite y una red de resistencias al transporte de calor *"en serie"* (Norman et al., 1995) (Figura 2).

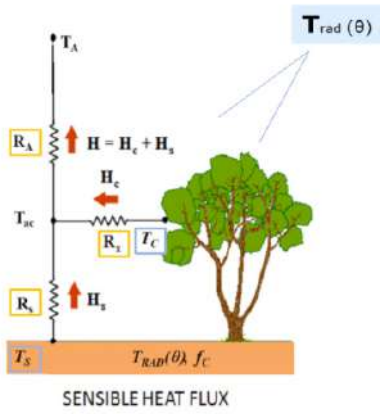


Figura 2. *Esquema del modelo de calor sensible en TSEB (adaptado de Kustas y Anderson, 2009).*

2.4. Fusión térmico-óptico

Este estudio utiliza la desagregación térmica usando técnicas de minería de datos (DMS) (Gao et al., 2012) que implementa un algoritmo de aprendizaje automático para la desagregación de una imagen de resolución baja utilizando bandas espectrales ópticas de alta resolución como variables independientes. Para ello previamente es necesario obtener un corregistro óptimo entre las imágenes ópticas y térmicas, que se llevó a cabo mediante una búsqueda automática de puntos de control entre imágenes mediante el algoritmo *Scale Invariant Feature Transform* (SIFT)(Lowe, 2004).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de TSEB se evaluaron contra las mediciones de las torres durante el vuelo usando la media de los valores de píxeles dentro de los *footprints* de las tres torres (Figura 3). Los *footprints* fueron estimado usando la metodología de Kljun et al. (2015). Los resultados demuestran que el TSEB puede simular adecuadamente los flujos energéticos para un TGE complejo (Figura 4).

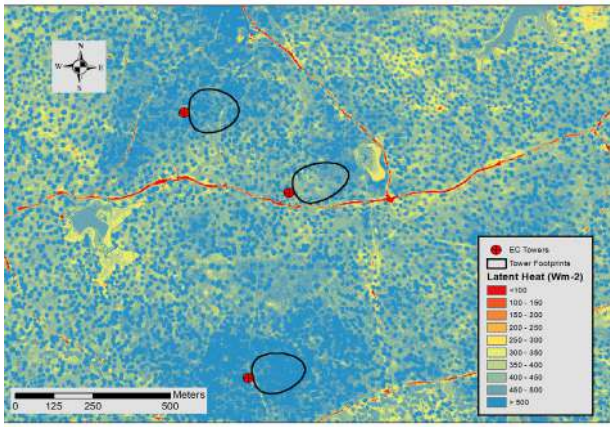


Figure 3. *Mapa de LE obtenida por TSEB sobre la zona de estudio de Majadas para el vuelo de 3 de mayo 2016. Las líneas en negro representan los footprints de las torres EC.*

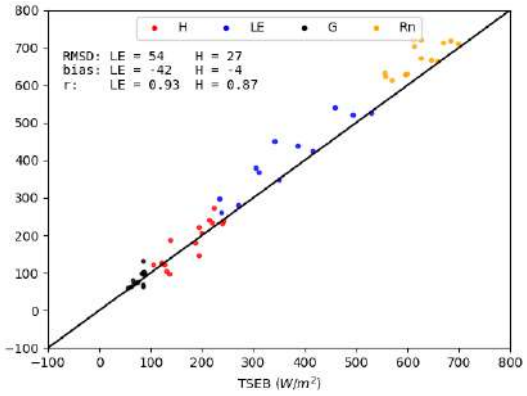


Figura 4. *Diagrama de dispersión de los resultados del modelo TSEB (media de los píxeles dentro del footprint) frente a las mediciones de las torres EC para el calor latente (LE, azul), el calor sensible (H, rojo), el flujo de calor del suelo (G, negro) y la radiación neta (Rn, naranja). Las medias de cada footprint fueron comparadas con las mediciones de la torre respectiva (i.e. cada vuelo tiene tres puntos).*

Los resultados muestran una mejora respecto a los obtenidos por Guzinski et al. (2018) que aplicaron TSEB en la misma área de estudio utilizando imágenes Sentinel-2 y Sentinel-3. Guzinski et al. (2018) estimaron H y LE con un RMSE de 48 Wm^{-2} y 60 Wm^{-2}, respectivamente, ligeramente mayor que el alcanzado en este estudio con imágenes de mayor resolución espacial (27 Wm^{-2} y 54 Wm^{-2}). La mayor resolución espacial de las imágenes aeroportadas permiten una adecuada separación y parametrización del modelo entre píxeles de árbol y pasto, lo que permite estimar con mayor exactitud los patrones de flujos en ecosistemas heterogéneos como los TGE.

LE tiene un mayor error en comparación con H, debido fundamentalmente a la subestimación de Rn, ya que LE se calcula como residual de la ecuación de balance de energía. Además, Guzinski et al. (2018) obtuvieron patrones similares. El error observado en los resultados de Rn puede ser un indicador del bajo rendimiento del sub-modelo de transferencia radiativa dentro de TSEB, que probablemente no es capaz de caracterizar adecuadamente las complejas propiedades estructurales de las encinas. Futuras líneas de investigación se concentrarán en la modificación del sub-modelo de transmisión de energía para mejorar la partición de energía dentro las diferentes capas de cubierta (árbol, pasto y suelo).

4. CONCLUSIONES

El modelo TSEB se ha aplicado con éxito para producir estimaciones fiables de flujos de energía utilizando imágenes aeroportadas en una serie de años con diferentes condiciones ambientales (años secos y húmedos). Estos resultados indican, en línea con estudios anteriores (i.e. Semmens et al., 2016; Guzinski et al., 2018), que las técnicas de fusión de datos ópticos y térmicos, con objeto de aumentar la resolución espacial de éstos últimos, son altamente beneficiosas para la implementación de modelos basados en LST en ecosistemas complejos. Se pueden aplicar técnicas similares en la escala satelital (i.e. Guzinski et al., 2018) donde es evidente que una mayor heterogeneidad de píxeles (mezcla de árboles y pastos) está presente. En esta línea, los resultados obtenidos en este estudio se utilizarán para validar mapas de flujos usando imágenes satelitales combinando plataformas como Sentinel 2 y Sentinel 3.

5. BIBLIOGRAFÍA

El-Madany, T.S., Reichstein, M., Perez-Priego, O., Carrara, A., Moreno, G., Pilar Martín, M., Pacheco-Labrador, J., Wohlfahrt, G., Nieto, H., Weber, U., Kolle, O., Luo, Y.-P., Carvalhais, N., Migliavacca, M., 2018. Drivers of spatio-temporal variability of carbon dioxide and energy fluxes in a Mediterranean savanna ecosystem. Agricultural and Forest Meteorology 262, 258–278.

Gao, F., Kustas, W.P., Anderson, M.C., 2012. A Data Mining Approach for Sharpening Thermal Satellite Imagery over Land. Remote Sensing 4, 3287.

Guzinski, R., Nieto, H., El-Madany, T., Migliavacca, M., Carrara, A. (2018, Julio). Validation of Fine Resolution Land-Surface Energy Fluxes Derived with Combined Sentinel-2 and Sentinel-3 Observations. In *IGARSS 2018-2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 8711-8714). IEEE.

Kljun, N., Calanca, P., Rotach, M.W., Schmid, H.P., 2015. A simple two-dimensional parameterisation for Flux Footprint Prediction (FFP). Geosci. Model Dev. 8, 3695–3713

Kustas, W., Anderson, M. 2009. Advances in thermal infrared remote sensing for land surface modeling. Agricultural and Forest Meteorology 149, 2071–2081

Lowe, D.G. 2004. Distinctive Image Features from Scale-Invariant Keypoints International Journal of Computer Vision 60, 91–110.

Norman, J.M., Kustas, W.P., Humes, K.S., 1995. Source approach for estimating soil and vegetation energy fluxes in observations of directional radiometric surface temperature. Agricultural and Forest Meteorology 77, 263–293

Semmens, K.A., Anderson, M.C., Kustas, W.P., Gao, F., Alfieri, J.G., McKee, L., Prueger, J.H., Hain, C.R., Cammalleri, C., Yang, Y., 2016. Monitoring daily evapotranspiration over two California vineyards using Landsat 8 in a multi-sensor data fusion approach. Remote Sensing of Environment 185, 155–170.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 481-484. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Uso de datos de teledetección y técnicas de modelado de hábitats para respaldar acciones de conservación en Natura 2000: Un caso de estudio en las Islas Baleares

Yáñez-Rausell, L.[(1)], Gil-Tena, A.[(1)], Martín-Alcón, S.[(1)], Cantón, J.[(1)], Álvarez-Martínez, J.M.[(2)], Tomé-Morán, J.L.[(1)], Fernández-Landa, A.[(1)]

[(1)] Agresta S.Coop, C/ Duque de Fernán Núñez, 2, 1°, 28012 Madrid, España. lyanez@agresta.org

[(2)] IH, Cantabria, Parque Científico y Tecnológico de Cantabria, Santander, España.

Resumen: El seguimiento de la distribución y el estado de conservación de los hábitats enumerados en el Anexo I de la Directiva de Hábitats de la UE (92/43/CEE) se debe informar a la Comisión cada seis años según el artículo 17. Para proporcionar datos precisos sobre cinco hábitats forestales en las Islas Baleares (España) dentro del período 2013-2018, se combinó muestreo de campo, el procesamiento de datos de teledetección de LiDAR, sensores ópticos satelitales (Sentinel-2 y Landsat) y técnicas de modelado predictivo del área de ocupación de los hábitats usando el algoritmo MaxEnt. El objetivo ha sido doble: 1) estimar el área de ocupación de dichos hábitats y 2) evaluar los cambios en el estado de conservación apoyándose en un análisis de tendencias del NDVI. Los resultados muestran la adecuación del uso de modelos predictivos como herramienta para la optimización de la gestión actual de ciertos tipos de hábitats. La combinación de los resultados de la modelización con análisis de tendencias derivadas de series temporales de NDVI permiten, además, el desarrollo de estimaciones de áreas donde priorizar determinadas actuaciones como nuevos muestreos de campo o futuras medidas de conservación. Estas localidades serían aquellas donde se sabe de la presencia actual del hábitat (según datos verdad-terreno), donde hay una alta probabilidad de presencia del hábitat (según el resultado de la modelización) y donde el estudio de tendencias indica cambios negativos significativos en el verdor de la vegetación.

Palabras clave: hábitats, Natura 2000, modelos predictivos, LiDAR, sensores ópticos, Islas Baleares.

Using Remote Sensing Data and Habitat Modelling to Support Conservation Actions under Natura 2000: A Case Study in the Balearic Islands (NE Spain)

Abstract: *The monitoring of the conservation status of the habitats listed in Annex I of the EU Habitats Directive (92/43/EEC) has to be reported to the Commission every six years according to Article 17. In order to supply accurate data of five forest habitats in the Balearic Islands (Spain) within the period 2013-2018, we combined field survey, remote sensing data processing (LiDAR, Sentinel-2 and Landsat) with predictive modelling of the area of occupancy of habitat types using the algorithm MaxEnt. The objective was twofold: 1) to estimate the area of occupancy of the target habitats and 2) to assess the changes in conservation status based on a trend analysis of NDVI. Results show that the use of predictive models is a powerful tool for the optimization of the current management of these habitats, especially if the results of the modelling are combined with the result of the NDVI trend analysis, since they allow having an estimation of areas where to prioritize actions. Thus, priority areas for future field explorations and to establish conservation measures would be those where the current presence of the habitat is known (according to truth-terrain data), where there is a high probability of presence of the habitat (according to the result of the modelling) and where the trend analysis indicates significant, negative changes in the vegetation greenness.*

Keywords: *habitats, Natura 2000, predictive modelling, LiDAR, Optical sensors, Balearic Islands.*

1. INTRODUCCIÓN

El seguimiento de la distribución y estado de conservación de los hábitats enumerados en el Anexo I de la Directiva de Hábitats de la UE (92/43 / CEE) se debe informar a la Comisión cada seis años según el artículo 17 de la Directiva. Los métodos tradicionales basados en estudios de campo e interpretación visual de imágenes aéreas consumen recursos y cubren áreas pequeñas dificultando que estos mapas estén disponibles o actualizados para regiones enteras.

Con el fin de proporcionar datos precisos sobre cinco hábitats de interés comunitario (HIC) en las Islas Baleares (España) dentro del período 2013-2018, se combinó muestreo de campo, el procesamiento de datos de teledetección provenientes de LiDAR y sensores ópticos satelitales (Landsat y Sentinel-2) y técnicas de modelado predictivo del área de ocupación de los hábitats. El objetivo fue: 1) estimar el área de ocupación de los cinco HICs objetivo: 5210 (Maquias y garrigas con *Juniperus* spp. arborescente no dunares), 5330 (Matorrales termomediterráneos y predesérticos), 9320 (Bosque de *Olea* y *Ceratonia*), 9340 (Encinares de *Quercus ilex* y *Q. rotundifolia*), y 9540 (Pinares mediterráneos de pinos mesogénicos endémicos) y 2) evaluar los cambios en su estado de conservación apoyándose en un análisis de tendencias del NDVI.

Los modelos predictivos del área de ocupación de los tipos de hábitat suponen una herramienta fundamental

de gestión (Álvarez-Martínez et al., 2018), produciendo datos continuos que permiten monitorear la distribución y el estado de conservación de los hábitats. El uso de datos de teledetección (ej., LiDAR, óptico) como *input* de estos modelos no reemplaza las observaciones de campo, pero proporciona datos objetivos y continuos, incluso para terreno inaccesible, y permite la producción de mapas de forma rápida y más fácilmente actualizable. La combinación de datos LiDAR y ópticos mejora además la caracterización de la estructura y funciones de los tipos de vegetación de los hábitats frente al uso por separado de esas fuentes (Álvarez-Martínez et al., 2018).

2. TRABAJO DE CAMPO

El área de trabajo dentro de las Islas Baleares está enmarcado entre las siguientes coordenadas UTM (ETRS89 Zona 31):

- Noroeste: 298900, 4500100
- Sureste: 709900, 4190120

Durante septiembre y octubre de 2018 se llevó a cabo una campaña de campo para georeferenciar la distribución de los HICs mediante muestreos de campo y recopilación de información preexistente, así como la evaluación de su estado de conservación en todas las Islas Baleares.

Las localizaciones a muestrear (600 en total) se obtuvieron de cartografía pre-existente cubriendo todo el gradiente ambiental para cada HIC. En el marco de las *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España* (VV. AA., 2009) se recopilaron los indicadores referentes a la distribución de los HICs a partir de la cartografía disponible, así como del estado de conservación mediante la observación de las presiones evidentes o conocidas en las localizaciones a visitar para cada HIC.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Área de ocupación de los HICs

Para predecir el área de ocupación de cada HIC se utilizó una metodología basada en Álvarez-Martínez et al. (2018). Esta consistió en identificar el área de ocupación (AO) local por HIC, definida como el área donde es más probable que ocurra un determinado tipo de hábitat en el continuo del paisaje basándose en factores limitantes ambientales (topografía o clima) y en propiedades estructurales y funcionales. El siguiente paso en la metodología de Álvarez-Martínez et al. (2018) consiste en estimar el AO "real", es decir, el subconjunto del AO local donde es más probable que ocurra un determinado tipo de hábitat. El AO local se basa en la probabilidad de un solo hábitat y el AO "real" considera el dominio y la incertidumbre en el nivel de píxeles reflejando la probabilidad más alta de ocurrencia entre diferentes hábitats. El AO "real" no se calculó en este estudio debido a que los HICs objetivo no incluyen todos los HICs importantes en términos de ocupación en superficie que aparecen simultáneamente en el mismo territorio. Esto significa que la probabilidad más alta de ocurrencia de un HIC objetivo no se compara con la de otros HICs que compiten en el mismo territorio y el HIC objetivo podría aparecer como dominante en una zona a pesar de haber otros HICs en la zona que no son objeto de estudio, generando errores de comisión que no pueden ser filtrados por falta de información para todo el territorio de Islas Baleares y todas las tipologías de hábitat.

***Tabla 1**. Variables seleccionadas por HIC (de tipo ambiental (Amb.), Sentinel-2 (S2) o LiDAR).*

Fuente	Forestales arbóreos (9320, 9340 y 9540)	Matorral (5210 y 5330)
LiDAR	% retornos de 2 a 3 m; de 3 a 5 m; de 5 a 8 m; de 8 a 12 m; de 12 a 16 m y > de 16 m	% retornos de 0 a 30 cm; de 30-60 cm; de 60-100 cm; de 1 a 2 m y de 2 a 3 m
LiDAR	- Canopy relief ratio [1] (CRR) - Coeficiente de variación de las alturas sobre el suelo de los retornos LiDAR (CV) - Fracción de cabida cubierta (FCC) - Rango intercuartílico de las elevaciones de los retornos sobre el suelo (IQ) - Percentil del 5% de las elevaciones sobre el suelo de los retornos LiDAR (P05) - Percentil del 95% de las elevaciones sobre el suelo de los retornos LiDAR (P95)	
S2	- *Triangular greenness index* (TGI) [2]	
Amb.	- Precipitación anual - Coef. de variación de la precipitación - Temperatura máxima de primavera - Temperatura máxima de verano - Pendiente	

[1] *Canopy relief ratio = longitud libre de copa de la masa forestal calculada a partir de la altura sobre el suelo de los retornos LiDAR. CRR = ((mean – min)/(max – min)).*

[2] *TGI = −0,5 × [190(B4 – B3) − 120(B4 – B2)], donde B = banda de S2.*

Para la generación de los modelos se usó un clasificador de clase única, el algoritmo de máxima entropía implementado en MaxEnt (Phillips et al., 2006). MaxEnt crea un modelo que predice el AO del hábitat basándose en: (1) una muestra de entrenamiento y (2) unas variables predictoras ambientales relacionadas con la estructura y función de las tipologías de hábitat. MaxEnt permite usar datos de presencia como variable de respuesta, resolviendo clasificaciones complejas con muestras de entrenamiento escasas y parciales (Elith et al., 2011). Los datos de la presencia de los HICs usados para la muestra de entrenamiento se obtuvieron de cartografía de comunidades de vegetación de alta resolución, la mayoría de ellos a escala 1:15 000. También se utilizó el Cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN4) para obtener la presencia de los principales hábitats de bosques. Como variables predictoras se utilizaron variables ambientales (climáticas, topográficas), índices de vegetación y datos de estructura de la vegetación (Álvarez-Martínez et al., 2018). Las variables climáticas (18) se obtuvieron del Atlas Climático Digital de las Islas Baleares (Pons et al., 2002) - resolución de 200 m. Se obtuvo un conjunto de 22 índices de vegetación (IVs) a partir de imágenes Sentinel-2 (S2) a 20 m de resolución espacial. Para ello se utilizó una serie multitemporal de las imágenes con menor cobertura de nubes de S2 a nivel L2A para el periodo del 15 de julio de 2018±30 días (700 imágenes). Se creó un compuesto mensual libre de nubes usando el criterio del máximo NDVI (Holben, 1986). La estructura del bosque se evaluó mediante el procesamiento de datos

LiDAR del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea PNOA de 2014 a 0,5 pulsos/m^2 (45 estadísticos LiDAR). Todas las variables se transformaron a la resolución espacial de 20 m.

Para cada HIC, se seleccionaron las variables predictoras menos correlacionadas ($-0,7 < r < 0,7$, siendo *r* el estadístico de correlación de Pearson) (ver variables finales en Tabla 1) y se ejecutó con ellas el algoritmo MaxEnt. MaxEnt aplica una técnica de aprendizaje automático llamada modelado de entropía máxima y el resultado es un mapa ráster para cada tipo de HIC con una distribución de probabilidad donde el valor en cada píxel representa una idoneidad de las condiciones para el HIC (Phillips et al., 2006). Estos valores varían de 0 a 1, siendo 1 la probabilidad máxima de que un HIC ocurra en cualquier punto del espacio geográfico (y ambiental). El ajuste de los modelos con MaxEnt se evaluó utilizando el Área Bajo la Curva (AUC). Seguidamente se aplicaron umbrales estadísticos de probabilidad (umbral estadístico *Cloglog threshold -10 percentile training presence*) que minimizan el error de omisión / comisión en las predicciones. Los píxeles con valores por debajo del umbral del HIC se enmascararon asumiéndose poco probables para que este ocurra. Estos resultados se transfirieron a formato vectorial usando las teselas del Mapa Forestal de España (1:25 000, 2005).

3.2. Estado de Conservación

La determinación del estado de conservación se ha basado en un diagnóstico derivado del trabajo de campo y un análisis de tendencias de cambio en la vegetación obtenido a partir de una serie temporal del índice NDVI basada en imágenes Landsat. Los compuestos de imágenes se generaron utilizando todas las imágenes de Landsat-7 ETM+ y 8 OLI de USGS con una cubierta de nubes inferior al 80% y corregidas a reflectancia en superficie (algoritmo LEDAPS). El rango de fechas usado fue de mayo a septiembre dentro del período 2013-2018. Se utilizó un promedio de 175 imágenes por escena (4 escenas) para generar compuestos anuales libres de nubes a partir de los que se calculó el NDVI según el criterio del máximo valor del índice. Se aplicó el paquete R "*greenbrown*" (Forkel et al., 2013) sobre la serie temporal NDVI para la detección del cambio de tendencia. Los resultados de las tendencias se validaron utilizando los datos de campo recopilados y otras bases de datos disponibles (datos de seguimiento anual de sanidad forestal, estadísticas de gestión forestal y datos de estadísticas de incendios). El análisis de tendencias también se llevó a cabo para cada espacio natural protegido de las Islas Baleares.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Área de ocupación de los HICs

Los valores del estadístico de evaluación del área bajo la curva (AUC) resultantes del modelo de AO local para cada HIC indican un buen ajuste (0,94 para HIC 5210; 0,89 para 5330; 0,86 para 9320; 0,92 para 9340; 0,80 para 9540). El resultado de las AO locales se contrastó con la cartografía pre-existente para garantizar su coherencia con la distribución actual del HIC. Las superficies de los HICs 5210, 9320, 9340 y 9540 se cotejaron además con las del IFN4 y MFE25 de la CCAA.

La cartografía generada representa en sí la primera cartografía disponible y homogénea a la misma resolución para todo el territorio de las islas. Esto abre la posibilidad de mejorar y actualizar de una forma eficiente el seguimiento de la distribución de estos hábitats con vistas a las futuras aplicaciones del Artículo 17 de la Directiva. Además, la metodología permite optimizar el esfuerzo de muestreo, minimizándolo para los HICs con una baja incertidumbre en la predicción del AO local y reforzándolo en aquellos con mayor incertidumbre. Por otro lado, estos resultados permiten optimizar la gestión de los HICs al realizar una zonificación de las áreas de gestión según el valor de probabilidad alcanzado y por lo tanto dirigir acciones de gestión en función de la singularidad de las localizaciones donde se encuentra el hábitat o cualquier aspecto relevante ante la incertidumbre asociada al cambio climático. La disponibilidad de este tipo de modelos para los HICs permitirá explorar cuál puede ser la idoneidad climática futura para los hábitats de cara a dirigir actuaciones de restauración ecológica y conservación en zonas en las que se proyecte una posible pérdida de calidad del hábitat por un cambio en las condiciones climáticas. La utilidad de los resultados de modelos se maximiza al combinarlos con análisis de tendencias (Apartado 4), lo que permitirá realizar una estimación más segura de áreas donde priorizar actuaciones. Por ejemplo, zonas prioritarias para futuras exploraciones de campo y para establecer medidas de conservación serían aquellas donde se ha determinado la presencia actual del hábitat (según datos verdad-terreno), donde hay una alta probabilidad de presencia del HIC (es decir, el modelo de AO local nos indica presencia del hábitat según el umbral de corte) y donde el estudio de tendencias indica cambios negativos en el verdor de la vegetación, o una pérdida de vigor de la masa forestal.

4.2. Estado de Conservación

El estado de conservación de la mayoría de los HICs es favorable, aunque existan localizaciones con estado desfavorable debido a presiones de diferente tipo y grado de afección. De las 600 localizaciones muestreadas el 79% presentaban estado favorable, el 19% estado desfavorable inadecuado y 3% desfavorable malo.

La validación de los resultados del análisis de tendencias con datos de campo disponibles mostraron que: (1) no había cambios significativos en cuanto a sanidad forestal dentro de la Red Natura 2000 en las islas; (2) no había cambios significativos negativos en el análisis de tendencias (reducción del verdor de la vegetación) con las extracciones de madera gestionada; y (3) la coincidencia de registro de incendios con cambios significativos del análisis de tendencias venía determinada por el año de ocurrencia del incendio y el tipo de vegetación afectada. Así, hay incendios en 2016 que no coinciden con cambios significativos de tendencias y otros ocurridos al final del periodo estudiado que sí coinciden, como es el incendio de 2016 en el Paraje de Tuent, zona Natura 2000, Costa Brava de Mallorca. Los incendios ocurridos inmediatamente antes o al inicio del periodo analizado coinciden con cambios

significativos positivos de tendencias (aumento del verdor de la vegetación) probablemente por regeneración post-incendio (ej.: incendio ocurrido en 2012 en Betlem o incendio en Andratx en 2013). El análisis de tendencias también se estudió para cada espacio natural protegido de las Islas Baleares siendo los resultados muy útiles como herramientas para localizar regiones de interés para futuras visitas de campo y desarrollo de acciones específicas de gestión. Así, por ejemplo, en la Reserva Natural Especial de s'Albufereta (Figura 1), con cambios significativos tanto de incremento como disminución del verdor de la vegetación en el 1,54% de la superficie, se observan algunos valores notoriamente negativos en el núcleo de la Reserva (zona de marismas).

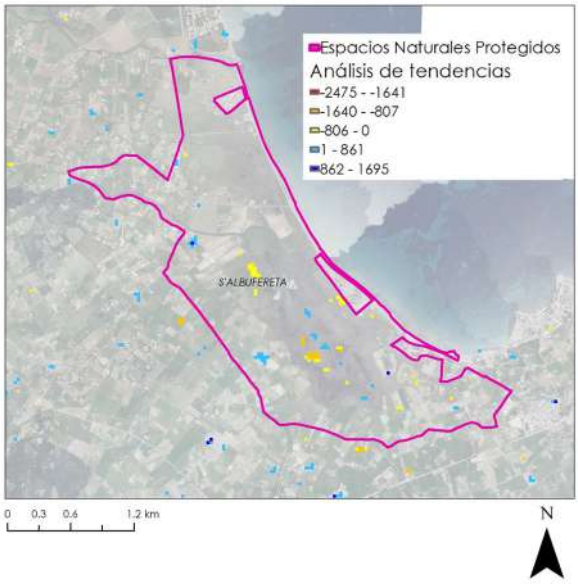


***Figura 1**. Cambios significativos de tendencias en la Reserva Natural Especial de s'Albufereta. Valores de pendiente de cambio (sólo para cambios significativos).*

5. CONCLUSIONES

La combinación de datos de múltiples fuentes y técnicas de modelado son una herramienta eficaz y económicamente viable para informar sobre el estado de conservación de los hábitats a escala regional. La modelización de hábitats y el análisis de tendencias suponen una herramienta de gestión relevante para dirigir acciones específicas para la conservación de los HICs, ya que permiten priorizar actuaciones en zonas donde hay presencia actual del hábitat, donde existe una alta probabilidad de presencia del hábitat (según el AO local) y donde hay cambios negativos de tendencia en el verdor de la vegetación. Estos resultados no solo producen cartografía continua y homogénea para toda el área de estudio, sino que además son fácilmente actualizables facilitando la elaboración del informe obligatorio para las CCAA sobre el Artículo 17 de la Directiva de Hábitats.

6. AGRADECIMIENTOS

Trabajo financiado por la *Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca del Govern de les Illes Balears*. Los autores agradecen el apoyo del Servei de Projectes d'Espais Naturals y al resto de servicios del Departament de Medi Natural, al IBANAT, al equipo de técnicos de campo expertos en hábitats y Agents de Medi Ambient. LYR (PTQ-15-08013), AGT (PTQ-16-08741) y SMA (PTQ-15-07975) forman parte del programa Torres Quevedo (MINECO).

7. BIBLIOGRAFÍA

Álvarez-Martínez, J.M., Jiménez-Alfaro, B., Barquín, J., Ondiviela, B., Recio, M., Silió-Calzada, A., Juanes, J. A. 2018. Modelling the area of occupancy of habitat types with remote sensing. Methods in Ecology and Evolution, 9: 580-593.

Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, J., Yates, C.J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. Diversity and Distributions, 17: 43–57.

Forkel, M., Carvalhais, N., Verbesselt, J., Mahecha, M.D., Neigh, C., Reichstein, M. 2013. Trend Change Detection in NDVI Time Series: Effects of Inter-Annual Variability and Methodology. Remote Sensing, 5: 2113-2144.

Holben, B.N. 1986. Characteristics of Maximum Value Composite images from temporal AVHRR data. International Journal of Remote Sensing, 7: 1417-1434.

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling, 190: 231–259.

Pons, X., Ninyerola, M., Pla, M., Roure, J.M. 2002. Modelización climática mediante SIG aplicadas a los modelos insulares. El caso del archipiélago balear. Publicaciones de la Asociación Española de Climatología. Serie A; 3.

VV.AA. 2009. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 485-488. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Transparencia de diferentes embalses de la cuenca del Júcar con imágenes Sentinel-2

Delegido, J.[(1)], Urrego, P.[(1)], Ruiz-Verdú, A.[(1)], Pereira-Sandoval, M.[(1)], Vicente, E.[(2)], Sòria-Perpinyà, X. [(2)], Soria, J.M. [(2)], Moreno, J.[(1)]

[(1)] Laboratori de Processament d'Imatges, Parque Científico de Paterna, Universitat de Valencia, 46980, Paterna, Valencia, España. Jesus.Delegido@uv.es

[(2)] Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva (ICBiBE). Universitat de València. C/ Catedrático José Beltrán Martínez, 2. 46980, Paterna, València, España.

Resumen: La transparencia del agua es un indicador de su calidad, y puede ser medida in situ por diferentes métodos, los más utilizados son la profundidad del disco de Secchi (SD), o la medida in situ con un turbidímetro. Durante los últimos años se han desarrollado diferentes técnicas para que pueda ser medida también por teledetección. En este trabajo se presenta una metodología operativa para poder determinar la transparencia en embalses de la cuenca del Júcar, con diferentes estados tróficos, a partir de imágenes Sentinel-2 (S2). Para ello se dispone de datos de campo a lo largo de 2017 y 2018 e imágenes S2 coincidentes, a las que se han aplicado tres métodos de corrección atmosférica desarrollados para aguas: Polymer, C2RCC y C2X. A partir de los espectros obtenidos de S2 y de los datos de campo de SD, se ha observado que la mejor estimación se produce con un ajuste potencial del cociente de reflectividades en las bandas azul y verde (R_{490}/R_{560}) con los espectros corregidos con Polymer, que permiten la estimación de SD con un RMSE de 1,1 m. También el C2X presenta buen ajuste con el mismo cociente de bandas, aunque un error mayor, presentando la corrección C2RCC la peor correlación. Se muestra, además, los rangos de variación de la concentración de clorofila, sólidos en suspensión y SD de los distintos embalses que permiten hacer una clasificación según su estado trófico. Se ha obtenido también la relación entre SD (en m) y turbidez (en NTU), lo que proporciona un método operativo para la estimación de la turbidez con S2.

Palabras clave: Sentinel-2, eutrofización, Disco de Secchi, turbidez, embalses Júcar.

Transparency of different reservoirs in the Júcar basin with Sentinel-2 images

Abstract: *The water transparency is an indicator of its quality, and can be measured in situ by different methods, the most used are the Secchi disc depth (SD), or the measurement in situ with a turbidimeter. During the last years different techniques have been developed so that it can also be measured by remote sensing. This paper presents an operational methodology to determine the transparency of reservoirs in the Júcar basin, with different trophic states, based on Sentinel-2 (S2) images. For this purpose, field data over 2017 and 2018 and coincident S2 images are available, to which three atmospheric correction methods developed for waters have been applied: Polymer, C2RCC and C2X. From the spectra obtained with S2 and SD field data, it has been observed that the best estimation is obtained with a potential adjustment of the reflectance ratio of blue and green bands (R_{490}/R_{560}) with the spectra corrected with Polymer, which allow the estimation of SD with an RMSE of 1.1 m. Also the C2X presents good adjustment with the same bands ratio, although a greater error, showing the correction C2RCC the worst correlation. It also shows the variation ranges in the chlorophyll concentration, suspended solids and SD of the different reservoirs that allow a classification according to their trophic state. The relationship between SD (in m) and turbidity (in NTU) is also shown, which provides an operational method for estimating turbidity with S2.*

Keywords: *Sentinel-2, eutrophication, Secchi disk, turbidity, Júcar reservoirs.*

1. INTRODUCCIÓN

Los satélites Sentinel-2 (S2) de la ESA están proporcionando imágenes de buena calidad radiométrica y adecuada resolución espacial y temporal, muy útiles en el estudio de aguas continentales. Por ello, diferentes investigaciones llevadas a cabo en los últimos años están desarrollando métodos operativos para la estimación de calidad del agua con S2 (Ansper and Alikas, 2019), como el proyecto *Ecological Status of AQuatic Systems with Sentinel Satellites* (ESAQS), cuyo objetivo principal es desarrollar y validar algoritmos para la estimación de indicadores ecológicos de calidad de aguas continentales, entre ellos la concentración de clorofila-a [Chl-a], la transparencia y sólidos en suspensión, a partir de imágenes S2 en diferentes lagos y embalses de la cuenca del Júcar (Pereira-Sandoval et al., 2019). Entre los diferentes parámetros biofísicos estudiados calidad del agua con teledetección, la transparencia (Matthews, 2011) es uno de los más indicativos. Esta puede ser estimada a través de la profundidad del disco de Secchi (SD), en m, o con la medida mediante un turbidímetro que proporciona medidas en *Nephelometric Turbidity Unit* (NTU).

Pereira-Sandoval et al., (2019) muestran, a partir de datos de campo de SD y radiometría directa obtenidos en ESAQS que los mejores índices para la estimación de SD a partir de imágenes S2 son R_{490}/R_{560}, R_{490}/R_{705} y R_{560}/R_{705} (donde R_i es la reflectividad en la banda i en nm). Estos índices fueron seleccionados después de comprobar un gran

número de índices simulando las bandas de S2 a partir de la radiometría de campo.

Sin embargo, si se pretende obtener un método operativo para la estimación de SD a partir de imágenes S2, es necesario recalibrar los modelos utilizando espectros obtenidos directamente de imágenes S2 y datos de campo de SD, pues hay que tener en cuenta que el proceso de corrección atmosférica es fundamental en los estudios de calidad del agua debido a su baja reflectividad. Comparando los espectros con diferentes métodos de corrección atmosférica con radiometría de campo en ESAQS, Pereira-Sandoval et al., (2018) observaron que los mejores métodos en estos embalses son Polymer, C2RCC y C2X. Polymer (*Polynomial based algorithm applied to MERIS*) usa una técnica de optimización usando todas las bandas (Steinmetz et al., 2011). El método *Case 2 Regional Coast Colour* (C2RCC) (Brockmann et al., 2016), disponible en el software libre de la ESA, SNAP, para el procesado de imágenes Copernicus, se basa en la inversión por redes neuronales de una gran base de datos obtenida con modelos de transferencia radiativa. En SNAP también está disponible una versión desarrollada para aguas turbias llamada *C2RCC for Complex Waters* (C2X).

El objetivo de este trabajo es desarrollar un método operativo para la elaboración de mapas de SD a partir de imágenes S2 y seleccionar la corrección atmosférica adecuada entre Polymer, C2RCC y C2X.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio y datos de campo

En este trabajo se ha usado la base de datos del proyecto ESAQS, en el que se hicieron muestreos desde diciembre de 2016 hasta diciembre de 2018 en una serie de lagos y embalses de la cuenca del Júcar, incluyendo la Albufera de Valencia y una selección de embalses con diferentes estados tróficos: Bellús, Benagéber, Beniarrés, Contreras, María Cristina, Regajo, Sitjar y Tous. Los resultados para la Albufera, por ser un lago hipertrófico con características propias, se muestran en otros trabajos (Sòria-Perpinyà et al., 2019). Aquí se muestran los resultados para los embalses, en los que se realizaron 30 campañas de campo en días coincidentes con imágenes S2 y cielo despejado. En cada campaña se tomaron entre 2 y 5 puntos de medida en un embalse, lejos de la orilla, con medidas de todos los parámetros biofísicos y radiometría directa con un espectrómetro de campo ASD HandHeld2 (Pereira-Sandoval et al.,2019).

2.2. Tratamiento de imágenes y calibración de índices

Se han descargado imágenes S2 coincidentes con datos de campo, nivel L1C del servidor de la ESA (Open Access Hub). Las imágenes se remuestrearon a 20 m y se corrigieron con Polymer, C2RCC y C2X por separado. Se extrajeron 9 píxeles de 20 m alrededor de las coordenadas de cada punto de medida. En cada píxel se han calculado los índices R_{490}/R_{560}, R_{490}/R_{705} y R_{560}/R_{705} que fueron los mejores índices para la estimación de SD a partir de imágenes simuladas S2 según Pereira- Sandoval et al. (2019).

Tras el cálculo de los tres índices, fueron representados gráficamente los valores de SD medidos *in situ* frente a cada uno de estos índices, para cada una de las tres correcciones atmosféricas y se calcularon los estadísticos (R^2 y RMSE) de cada uno de estos ajustes, tanto lineales como logarítmicos, exponenciales o polinómicos.

3. RESULTADOS

Con el objetivo de tener una visión global del estado ecológico de los diferentes embalses, en la Figura 1 se muestran los valores de la [Chl-a] y SD de todos ellos. En ella se observa que los embalses con mayor [Chl-a] y menor SD son Bellús y Beniarrés, mientras el más transparente es Tous, y a veces Sitjar y Benagéber.

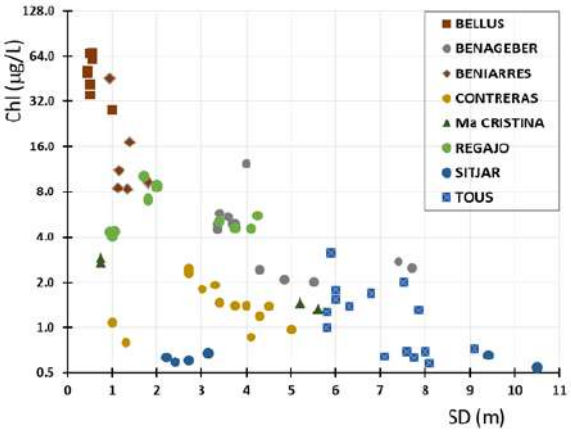


***Figura 1**. Valores medidos de [Chl-a] (en escala logarítmica) y SD de los distintos embalses en estudio.*

En la Figura 2 se ha representado la concentración de sólidos en suspensión (S.S. en mg/L) en función de SD de todos los embalses, observándose de nuevo que los embalses más hipertróficos son Bellús y Beniarrés, con mayores S.S. En esta figura se observa también que el contenido en S.S. tiene fuerte influencia en la transparencia pues los valores presentan una correlación inversa, mucho más evidente que en el caso de la [Chl-a] de lo que se puede deducir que en estos embalses, la transparencia viene fundamentalmente influida por los sólidos en suspensión. Algunos puntos que se alejan de la tendencia general, como los dos de Regajo y uno de Beniarrés, con bajos SD y S.S., tienen valores muy altos de [Chl-a] (Figura 1).

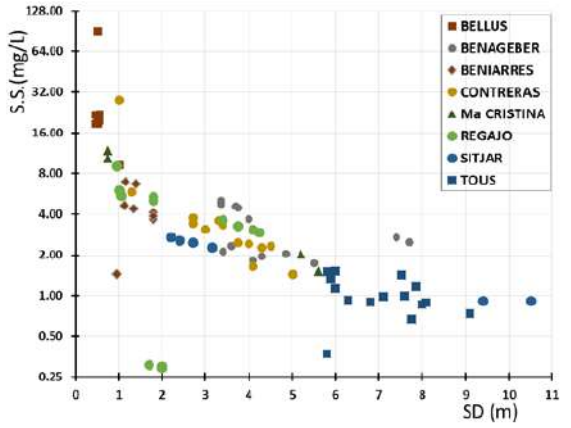


***Figura 2**. Concentración de sólidos en suspensión en escala logarítmica y SD de los distintos embalses.*

Por otra parte, aunque es de sobra conocida la relación entre SD y la turbidez, en la Figura 3 hemos representado ambos parámetros con los datos de campo de ESAQS. En ella se observa la correlación inversa, similar a la observada por otros autores (Baughman et al., 2015) con $R^2 = 0{,}9687$ y se muestra la ecuación que permite relacionar ambos parámetros.

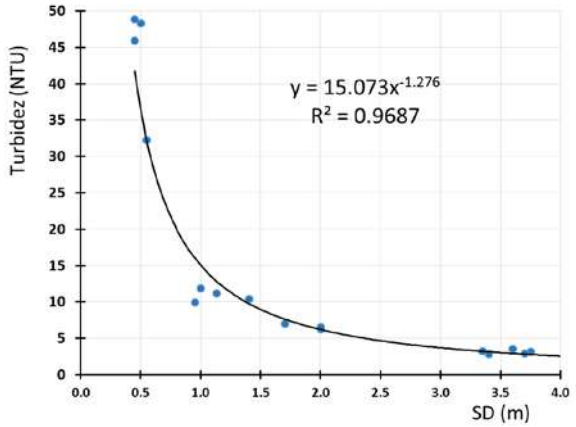


***Figura 3**. Relación entre turbidez (NTU) y SD (m) en los distintos embalses en estudio.*

Finalmente se muestran las mejores correlaciones entre los índices obtenidos de S2 con las tres correcciones atmosféricas y SD. La mejor correlación se ha obtenido con el cociente R_{490}/R_{560} y la corrección atmosférica Polymer, que se muestra en la Figura 4. En ella se observa que el mejor ajuste se obtiene con la ecuación

$$SD\ (m) = 4{,}7134(R_{490}/R_{560})^{2{,}5569} \quad (1)$$

Sin embargo, si comparamos con los resultados de Pereira-Sandoval et al. (2019) donde se obtenía la mejor correlación con R_{490}/R_{705}, pero también se obtenía R^2 similar con la relación R_{490}/R_{560}:

$$SD\ (m) = e\ 3{,}3435\ \ln(R_{490}/R_{560}) + 1{,}7422 \quad (2)$$

Esta ecuación es equivalente a

$$SD\ (m) = 5{,}71(R_{490}/R_{560})^{3{,}3435} \quad (3)$$

Para comparar la ecuación 1, obtenida en este trabajo con espectros de S2, con la ecuación 3 de Pereira-Sandoval et al. (2019), y que fue obtenida con los mismos datos pero simulando S2 a partir de radiometría de campo, en la figura 4 se ha representada en color rojo esta ecuación. La gráfica muestra que ambas curvas siguen la tendencia de los puntos experimentales. Sin embargo, al calcular el RMSE obtenido con ambas ecuaciones, se obtiene un valor de 1,7 m para el caso de la ecuación 3 y un valor de 1,1 m para el caso de la ecuación 1 (con error relativo de 10,5%). La diferencia proviene fundamentalmente del método de corrección atmosférica aplicado, pero puede también ser debido a que la simulación de espectros S2 no es exacta o que existan desfases espacio-temporales entre la medida de campo y la imagen, pues aunque se obtuvieron el mismo día, en cuestión de horas puede haber cambiado las condiciones del lago por corrientes u otros factores. Además la radiometría de campo se obtiene en un área de pocos m^2 mientras los espectros S2 se extraen de 9 píxeles alrededor del punto, que abarcan áreas mayores donde puede haber cambios.

Combinando la ecuación 1 con la fórmula que relaciona la turbidez con SD (Figura 3) se obtiene:

$$Turbidez\ (NTU) = 2{,}0846(R_{490}/R_{560})^{-3{,}2626} \quad (4)$$

Ecuación que nos permite obtener mapas de turbidez a partir de imágenes S2 en los embalses en estudio.

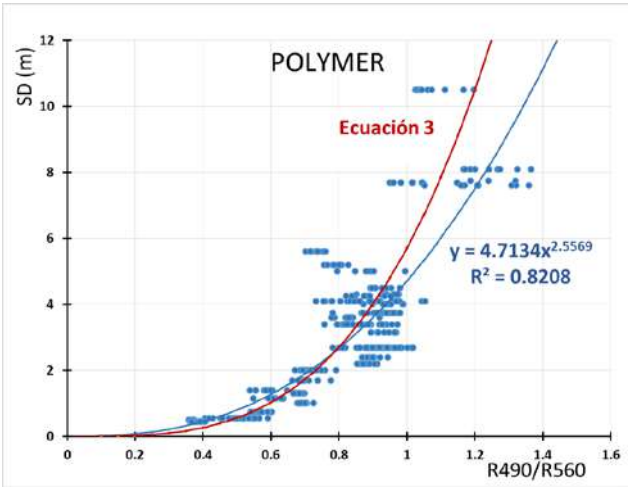


***Figura 4**. SD experimental en función del índice R_{490}/R_{560} obtenido con imágenes S2 corregidas con Polymer.*

De la misma manera, las mejores correlaciones en las otras correcciones atmosféricas se obtienen con el mismo índice. En la figura 5 se muestran los valores de SD experimentales frente al índice calculado con las imágenes S2 corregidas por C2X. Se muestra también en la figura la curva obtenida por la ecuación 3 (en rojo). En este caso la correlación es inferior y además se observa que la ecuación 3 subestima en general los valores experimentales de SD. Sin embargo, también el método C2X nos permite estimar SD con un error aceptable (RMSE = 1,6 m y error relativo de 15%) con la ecuación

$$SD\ (m) = 8{,}8274(R_{490}/R_{560})^{2{,}7981} \quad (5)$$

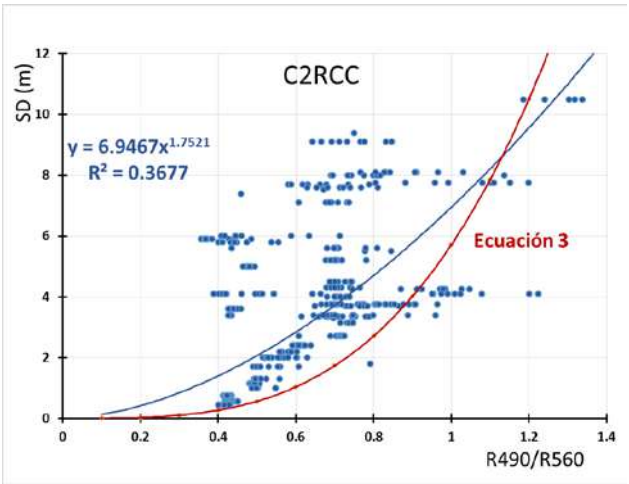


***Figura 5**. SD experimental en función del índice R_{490}/R_{560} obtenido con imágenes S2 corregidas con C2X.*

Por último, en la figura 6 se muestran los valores de SD medidos en las campañas de campo frente al índice calculado con imágenes S2 corregidas con C2RCC. La

correlación es más baja y el error mayor, y claramente se observa que la curva obtenida de la ecuación 3 es muy diferente a la curva de ajuste, lo que nos conduce a la conclusión de que C2RCC no es un método de corrección atmosférica apropiado para estos casos. Esto coincide también con el hecho de que es un método desarrollado para aguas oceánicas con una transparencia mucho mayor, por lo que este método de corrección atmosférica no es adecuado en embalses con [Chl-a] mayores a 5 µg/L aproximadamente.

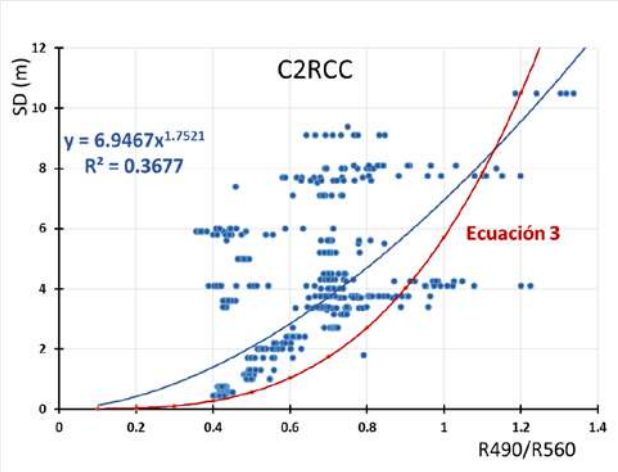


***Figura 6**. SD experimental en función del índice R_{490}/R_{560} obtenido con imágenes S2 corregidas con C2RCC.*

4. CONCLUSIONES

La profundidad del disco de Secchi y la turbidez de los embalses de la cuenca del Júcar pueden ser estimadas con imágenes Sentinel-2. La mejor correlación se obtiene con un ajuste potencial con el cociente entre las bandas azul y verde y con la corrección atmosférica Polymer, que permiten obtener SD con un error relativo de 10,5%. El mismo cociente de bandas con la corrección atmosférica C2X también puede ser usada para la estimación de SD con un error relativo algo superior, de 15%. La relación entre turbidez y SD proporcionada con los datos de campo, nos permite también obtener la turbidez en NTU a partir del mismo cociente de bandas con S2. Esto nos proporciona un método operativo para la elaboración de mapas de ambos parámetros cada 5 días en ausencia de nubes, en los embalses de la cuenca del Júcar y que podría ser extensivo a otras regiones.

5. AGRADECIMENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias al Proyecto ESAQS del Programa Prometeo para grupos de investigación de excelencia de la Conselleria d'Educació, Investigació, Cultura i Esport (GVPROMETEO2016-132).

6. BIBLIOGRAFÍA

Ansper, A., Alikas, K. 2019. Retrieval of Chlorophyll a from Sentinel-2 MSI Data for the European Union Water Framework Directive Reporting Purposes. Remote Sens. 11, 64.

Baughman, C.A., Jones, B.M., Bartz, K.K., Young, D.B., Zimmerman, C.E. 2015. Reconstructing Turbidity in a Glacially Influenced Lake Using the Landsat TM and ETM+ Surface Reflectance Climate Data Record Archive, Lake Clark, Alaska. Remote Sens. 7, 13692-13710.

Brockmann, C., Doerffer, R., Peters, M., Kerstin, S.; Embacher, S., Ruescas, A. 2016. Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. In Proceedings of the "ESA Living Planet Symposium 2016", Prague, Czech Republic, 9–13 May 2016.

Matthews, M. W. 2011. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. International Journal of Remote Sensing, 32 (21), 6855–6899.

Pereira-Sandoval, M., Ruescas, A.B., Urrego, P., Delegido, J., Ruiz-Verdú, A, Tenjo, C., Soria- Perpinyà, X., Vicente, E, Soria, J., Peña, R., Moreno, J. 2018. Evaluación de métodos de corrección atmosférica sobre imágenes Sentinel2- MSI en aguas continentales. XVIII Simposio Internacional SELPER y Sistemas de Información Espacial, Noviembre de 2018, La Habana,Cuba.

Pereira-Sandoval, M., Urrego, P., Ruiz-Verdú, A., Tenjo, C., Delegido, J., Soria-Perpinyà, X., Vicente, E., Soria, J. and Moreno, J. 2019. Calibration and validation of algorithms for the estimation of chlorophyll-a concentration and Secchi depth in inland waters with Sentinel-2. Limnetica, 38(1): 471-487.

Sòria-Perpinyà, X., Urrego, P., Pereira-Sandoval, M., Ruiz-Verdú, A., Peña, R., Soria, J.M., Delegido, J., Vicente, E., Moreno, J. 2019. Monitoring the ecological state of a hypertrophic lake (Albufera of València, Spain) using multitemporal Sentinel-2 images. Limnetica, 38(1): 457-469.

Steinmetz, F., Deschamps, P.Y., Ramon, D. 2011. Atmospheric correction in presence of sun glint: Application to MERIS. Optics Express 19(10): 9783-800.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 489-492. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Validación de dos algoritmos de evapotranspiración en los bosques tropicales del Amazonas

Gomis-Cebolla, J., Jiménez-Muñoz, J.C., Sobrino, J.A.
(1) Unidad de Cambio Global, Laboratorio Procesado Imágenes, Catedrático Agustín Escardino, n° 9, 46980-Paterna, España. jose.gomis@uv.es

Resumen: La evapotranspiración siendo capaz de vincular los balances superficiales de agua, carbono y energía destaca como una variable clave en la comprensión tanto del funcionamiento de los bosques tropicales del Amazonas como de su respuesta al cambio climático. Los algoritmos de evapotranspiración que hacen uso de imágenes de satélite se presentan como una opción viable para obtener estimaciones de la evapotranspiración espacialmente distribuidas en la región. En el presente trabajo, se presenta la validación de dos de estos algoritmos: *Priestley-Taylor Jet Propulsion Laboratory* (PT-JPL) y el algoritmo operativo de MODIS basado en la lógica de Penman-Monteith (PM-Mu). Aunque estos han sido validados globalmente, su rendimiento en los bosques del Amazonas no ha sido todavía evaluado en profundidad. La validación de los algoritmos se ha realizado a escala diaria y considerando las estimaciones de ET obtenidas a partir del forzamiento *in situ* de los algoritmos y de datos MODIS. Los datos *in situ* han sido obtenidos de la red de estaciones *eddy-covariance* LBA. Los resultados obtenidos demuestran que el algoritmo PT-JPL es capaz de modelizar mejor la evapotranspiración en la región que el algoritmo PM-Mu.

Palabras clave: evapotranspiración, bosques-tropicales-Amazonas, PT-JPL, PM-Mu, MODIS.

Validation of two evapotranspiration algoritms on the Amazon rainforest

Abstract: *Evapotranspiration being able to link the surface balances of water, carbon and energy stands out as a key variable in the understanding of the functioning of the Amazon rainforests and their response to climate change. Evapotranspiration algorithms that make use of satellite images are presented as a viable option to obtain spatially distributed evapotranspiration estimates in the region. In the present work, the validation of two of these algorithms is presented: Priestley-Taylor Jet Propulsion Laboratory (PT-JPL) and the MODIS operative algorithm based on the Penman-Monteith logic (PM-Mu). Although these have been validated globally, their performance in the Amazon forests has not yet been evaluated in depth. The validation of the algorithms has been carried out on a daily scale and considering the ET estimates obtained from the in-situ forcing of the algorithms and MODIS data. The in-situ data have been obtained from the eddy-covariance LBA station network. The results obtained show that the PT-JPL algorithm is capable of better modeling evapotranspiration in the region than the PM-Mu algorithm.*

Keywords: *evapotranspiration, Amazonian-tropical-forests, PT-JPL, PM-Mu, MODIS.*

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales del Amazonas representando aproximadamente la mitad del área global de los bosques tropicales (Malhi, 2008) son uno de los ecosistemas naturales más extensos del planeta. Este ecosistema, se trata de una fuente importante de evapotranspiración global (Harper et al., 2014) y representa aproximadamente el 15% de la fotosíntesis global (Malhi, 2011). Es un actor principal en el ciclo global del agua y el carbono (Werth y Avissar, 2002). Se ha demostrado que cambios relativamente pequeños en la estructura, composición y funcionamiento de estos bosques tienen el potencial de afectar tanto el clima a escala regional como el global (von Randow et al., 2004). En este contexto, la evapotranspiración siendo capaz de vincular los intercambios terrestres de agua, carbono y energía destaca por ser una variable clave en la comprensión tanto del funcionamiento de estos bosques como de su respuesta al cambio climático (Cox et al., 2000).

El establecimiento de una red de estaciones *eddy-covariance* dentro del proyecto *Large-Scale Biosphere Atmosphere* (LBA) (Araujo et al., 2002) en la región de la Amazonía Brasileña sin duda ha supuesto un gran avance en la comprensión del papel que la evapotranspiración en el funcionamiento de estos bosques. No obstante, las mediciones proporcionadas por estas estaciones están limitadas temporalmente y representan únicamente información a escala puntual. Las imágenes de satélite permiten la observación de la región de forma frecuente y además de forma espacialmente representativa. Por tanto, los algoritmos de evapotranspiración basados en el uso de estas imágenes se presentan como una alternativa viable para superar las limitaciones existentes y proporcionar valores de ET a escala regional.

En el presente trabajo se presenta la validación de una versión diaria del algoritmo PT-JPL (Fisher et al., 2008) y del algoritmo PM-Mu (Mu et al., 2011). Aunque estos han sido validados globalmente, su rendimiento en los bosques del Amazonas no ha sido todavía evaluado en profundidad.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Datos

2.1.1. Datos in situ

Con el fin de validar los modelos se utilizaron las medidas de flujos de calor latente (λE) proporcionadas por la red de estaciones *eddy-covariance* LBA. Estas hacen referencia a valores a escala *footprint* con una resolución temporal de 30 minutos (nivel 2A). En particular, se utilizó la versión de control de calidad (eliminación de *outliers* y datos erróneos de sensores). Estas medidas se encuentran disponibles en el *ORNL Distributed Archive Centre* (ftp://daac.ornl.gov/data/lba/carbon_dynamics/CD32_Brazil_Flux_Network/). En Saleska et al., 2013 se encuentra una descripción detallada del conjunto de medidas proporcionadas por las estaciones. Tan solo las estaciones clasificadas como *Evergreen Broadleaf Forests* fueron seleccionadas. Estas son: K34 (2,61° S, 60,21° W), K67 (2,86°S, 54,96°W), K83 (3,02° S, 54,98 °W), RJA (10,08° S, 61,96° W) y CAX (1,75° S, 51,45° W). En la figura 1, se muestra su localización en el mapa. En la tabla 1 se resumen las características de las estaciones.

Tabla 1. *Caracterización de las estaciones seleccionadas. Se muestra la altura de la vegetación (h), la fracción de cobertura vegetal (f_c), la precipitación anual (P) y la disponibilidad de las medidas.*

ID	h (m)	f_c (%)	P (mm)	Disponibilidad datos
K34	35	98	2328	06-1999 a 09-2006
K67	35	98	1597	01-2002 a 01-2006
K83	35	98	1656	06-2000 a 12-2004
RJA	30	98	2354	03-1999 a 10-2002
CAX	38	98	2000	01-1999 a 06-2003

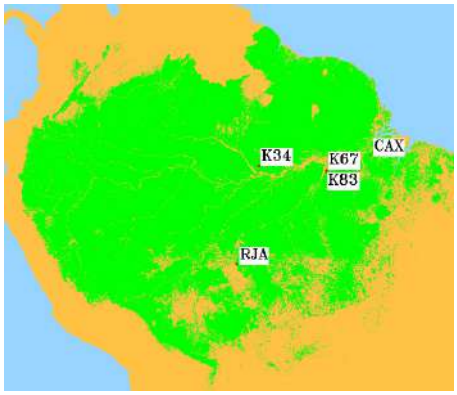


Figura 1. *Localización de las estaciones in situ consideradas en el estudio. La región de los bosques tropicales está delimitada en verde.*

El problema del cierre del balance de energía observado en las estaciones (aproximadamente del 80% a nivel horario) fue corregido teniendo en cuenta dos métodos diferentes: *Bowen Ratio* (BR) (Twine et al., 2000) y *Energy Residual* (ER) (Li et al., 2008). En el primero λE se obtiene como $(R_n–G)/(1+\beta)$, dónde R_n es la radiación neta y G el flujo de calor del suelo y β es $H/\lambda E$ siendo H el flujo de calor sensible. En el segundo, λE se obtiene como residuo del balance de energía $\lambda E=R_n–H–G$. Los valores de λE corregidos a nivel horario fueron convertidos en mm/hora y agregados a nivel diario (mm/d). Un mínimo de 20 valores se consideró para el cálculo de los valores diarios. Por completitud, y con el fin de observar el efecto de estos métodos de corrección en los resultados, los valores diarios no corregidos también fueron incluidos en la validación.

A parte de las medidas de evapotranspiración (ET), se utilizaron las medidas *in situ* de radiación, temperatura y humedad con el fin de forzar los modelos. En particular se utilizaron las siguientes variables: R_n (radiación neta (Wm^{-2})), SR_{in} (radiación solar descendiente, (Wm^{-2})), T_a (temperatura del aire (K) y e_a (presión de vapor del aire (Pa)). Los valores horarios fueron agregados a escala diaria, diurna/nocturna con el fin de acomodarse a la escala temporal de los modelos. Se utilizó un valor límite de 10 W/m^2 como separación entre condiciones diurnas y nocturnas.

2.1.2. Datos de satélite

Los datos de satélite utilizados fueron proporcionados por el sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*). En particular, se utilizaron productos MAIAC (*Multi-Angle-Implementation-Atmospheric-Correction*) para la obtención de las variables albedo y NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). Se utilizó el procedimiento descrito en Fisher et al., 2008 para la obtención del LAI (*Leaf Area Index*) a partir del NDVI. Con el fin de evitar la falta de medidas debida a la continua presencia de nubes en la región de estudio se consideró los valores mensuales de albedo, NDVI y LAI para forzar los modelos. La resolución espacial de los datos utilizados es de 1km×1km.

2.2. Metodología

2.2.1. Algoritmo PT-JPL

El algoritmo PT-JPL (Fisher et al., 2008) parametriza λE se calcula limitando la evapotranspiración potencial (Priestley-Taylor, 1972) mediante una serie de factores biofísicos y atmosféricos. λE se obtiene como la suma de tres componentes: λE_I (evaporación del agua interceptada por la vegetación), λE_c (transpiración de la vegetación) y λE_s (evaporación del agua del suelo). Estas se definen según las ecuaciones 1-3.

$$\lambda E_I = f_{wet}\,\alpha_{pt}\,\frac{\Delta}{\Delta+\gamma}R_{nc} \qquad (1)$$

$$\lambda E_c = (1-f_{wet})\,f_g f_T f_M\,\alpha_{pt}\,\frac{\Delta}{\Delta+\gamma}\,R_{nc} \qquad (2)$$

$$\lambda E_s = (f_{wet}+f_{SM}(1-f_{wet}))\,\alpha_{pt}\,\frac{\Delta}{\Delta+\gamma}\,(R_{ns}-G) \qquad (3)$$

En dónde f_{wet} viene dada por RH^4 siendo RH la humedad relativa del aire. f_g y f_M por los ratios f_{APAR}/f_{IPAR} y $f_{APAR}/f_{APARmax}$ respectivamente. f_{APAR} es la fracción de PAR (radiación fotosintéticamente activa) absorbida por la cubierta vegetal verde y f_{IPAR} es la fracción de PAR interceptada por la cubierta vegetal total. Estos valores han sido obtenidos a partir del NDVI (Fisher et al., 2008). $f_{APARmax}$ representa el valor máximo anual de f_{APAR}. f_T se

obtiene a partir de $exp(-\left(\frac{T_{max} - T_{opt}}{T_{opt}}\right)^2)$. T_{max} es la temperatura del aire máxima a nivel diario (°C). T_{opt} se trata de la temperatura óptima del crecimiento de la planta. En el presente estudio se ha fijado a un valor constante de 25°C (Yuan et al., 2010). f_{SM} se calcula como $RH^{VDP/1000}$ siendo VPD el déficit de presión de vapor (Pa). R_n se descompone en R_{nc} y R_{ns} a partir del LAI (Fisher et al., 2008). α_{pt} es la constante de Priestley-Taylor (1,26). En el presente estudio, el modelo ha sido forzado considerando valores diarios. Bajo este supuesto, G se puede despreciar.

2.2.2. Algoritmo PM-Mu

El algoritmo PM-Mu (Mu et al., 2011) sigue la lógica de Penman-Monteith (Monteith, 1965) para el cálculo de λE. Esta se descompone en las mismas componentes que el algoritmo anterior. Estas se definen según las ecuaciones 4-6.

$$\lambda E_I = f_{wet} f_c \frac{\Delta\,(R_{nc} - G) + \rho c_P VPD/r_a^{wc}}{\left(\Delta + \gamma \frac{r_s^{wc}}{r_a^{wc}}\right)} \quad (4)$$

$$\lambda E_c = (1 - f_{wet}) f_c \frac{\Delta\,(R_{nc} - G) + \rho c_P VPD/r_a^{t}}{\left(\Delta + \gamma \frac{r_s^{t}}{r_a^{t}}\right)} \quad (5)$$

$$\lambda E_s = (1 - f_{wet})\, RH^{\frac{VPD}{200}} \frac{\Delta\,(R_{ns} - G) + \rho c_P VPD/r_a^{s}}{\left(\Delta + \gamma \frac{r_s^{s}}{r_a^{s}}\right)} \quad (6)$$

En dónde f_c representa la fracción de cobertura vegetal, Δ la pendiente de la curva de saturación del vapor de agua (PaK^{-1}), γ la constante psicométrica (PaK^{-1}), ρ la densidad del aire (kgm^{-3}) y c_p el calor específico a presión constante para el aire ($Jkg^{-1}K^{-1}$). r_a y r_s indican las resistencias aerodinámica y de superficie respectivamente. Estas han sido parametrizadas de forma diferente para cada componente (Mu et al., 2011). Los superíndices indican el componente en cuestión: *wc* (*wet canopy evaporation*), *t* y (*transpiration*) y *s* (*soil evaporation*). En PM-Mu, R_n viene modelizada como $(1–\alpha)SR_{in}+(\varepsilon_a–\varepsilon_s)\sigma(T_a+273{,}15)^4$ en dónde ε_a es la emisividad del aire y ε_s la emisividad de la superficie (0,97). σ es la constante de Boltzmann ($5{,}67 \cdot 10^{-8}\ Wm^{-2}K^{-4}$). La descomposición en R_{nc} y R_{ns} se obtiene teniendo en cuenta f_c. El valor de ET diario se obtiene de la suma de la ET diurna y la ET nocturna. Se utiliza el mismo algoritmo, pero forzado con *inputs* diurnos o nocturnos respectivamente.

2.2.3. Validación de los algoritmos

La validación de los dos modelos ha consistido en la comparación de las estimaciones de ET obtenidas para las estaciones de la tabla 1 con los valores de ET proporcionados por la propia estación. Los estadísticos considerados han sido el bias, el RMSE (*root mean square error*), el coeficiente de correlación (R) y el estadístico de Taylor (S) (Taylor, 2001). Éste último varía entre 0 y 1 (valores próximos a 1 indican mejor rendimiento).

3. RESULTADOS

En la figuras 2 y 3 se muestra el diagrama de dispersión de las estimaciones del modelo frente a las observaciones *in situ*. Se incluyen también los valores de los estadísticos bias, RMSE, R, S y el número de puntos disponibles (N). Entre paréntesis se muestran los valores obtenidos considerando los métodos de corrección *Bowen Ratio/Energy Residual*.

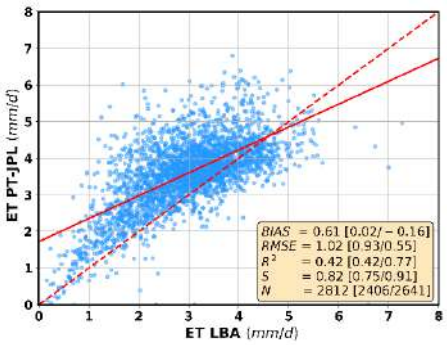


Figura 2. *Diagrama de dispersión de las estimaciones de ET del modelo PT-JPL frente a las observaciones in situ.*

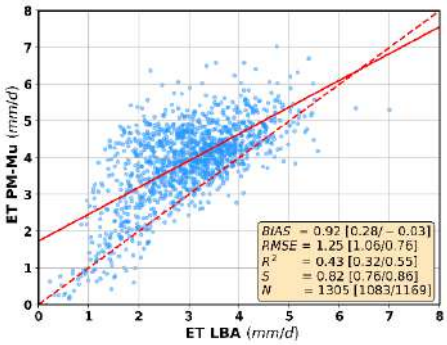


Figura 3. *Diagrama de dispersión de las estimaciones de ET del modelo PM-Mu frente a las observaciones in situ.*

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

De la comparación de la figura 2 y 3 se comprueba que el algoritmo PT-JPL proporciona un mejor acuerdo con las observaciones *in situ* que el algoritmo PM-Mu Considerando observaciones *in situ* corregidas por la falta del balance de energía, se obtienen valores más bajos de RMSE (0,13 a 0,21 de diferencia) y valores más altos de R^2 (0,1 a 0,22 de diferencia). Considerando valores *in situ* no corregidos, se observa tan solo una disminución del RMSE (valor de 0,23). Los valores de R^2 son similares para los dos modelos. En términos del estadístico S para los tres casos considerados se obtienen valores similares para los dos algoritmos. No obstante, para la corrección ER, PT-JPL sí que proporciona un valor más elevado. Vale la pena destacar que el número de datos disponibles para PT-JPL supera el de PM-Mu. Siendo PT-JPL, el menos exigente de los modelos en términos de *inputs* necesarios, no se ve tan afectado por la falta de datos.

El mejor funcionamiento de PT-JPL frente a PM-Mu se atribuye al hecho de no tener que parametrizar explícitamente las resistencias aerodinámica y de superficie. Teniendo en cuenta que en estos bosques λE viene determinada principalmente por R_n (Fisher et al., 2009),

no se espera que el uso de una descripción más compleja (resistencias) contribuya en una cantidad significativa en la explicación de λE, sino que se introduce ruido adicional a causa del uso de nuevos parámetros (Fisher et al., 2005).

5. AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido financiado por el Ministerio de Educación, Cultura y Deporte (FPU14/06502), la Unión Europea y el Ministerio de Economía y Competitividad (proyecto SIM, ERA-LEARN 2020 WaterWorks-2014 y el proyecto TIRSAT (ESP2015-71894-R).

6. BIBLIOGRAFÍA

Araujo, A.C., Nobre, A.D., Kruijt, B., Elbers, A., Dallorosa, R., Stefani, P., von Randow, C., Manazi, A.O., Culf, A.D., Gash, J.H.C., Valentini, R., Kabat, P. 2002. Comparative measurements of carbon dioxide fluxes from two nearby towers in a central Amazonian rainforest: the Manaus LBA site. *Journal Geophysical Research*.107, http://dx.doi.org/10.1029/2001JD000676.

Cox, P., Betts, R., Jones, C., Spall, S., Totterdell, I. 2000. Erratum: Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, 408(6813), pp.750-750.

Fisher, J.B., Debiase, T.A., Qi, Y., Xu, M., Goldstein, A.H. 2005. Evapotranspiration models compared on a Sierra Nevada forest ecosystem. *Environmental Modelling & Software*, 20, 783–796.

Fisher, J.B., Tu, K.P., Baldocchi, D.D., 2008. Global estimates of the land atmosphere water flux based on monthly AVHRR and ISLSCP-II data, validated at 16 FLUXNET sites. *Remote Sensing of Environment*, 112, 901–919.

Harper, A., Baker, I., Denning, A., Randall, D., Dazlich, D., Branson, M. 201. Impact of Evapotranspiration on Dry Season Climate in the Amazon Forest*. *Journal of Climate*, 27(2), pp.574-591.

Li, F., Kustas, W.P., Anderson, M.C., Prueger, J.H., Scott, R.L. 2008. Effect of remote sensing spatial resolution on interpreting tower-based flux observations, *Remote Sensing of Environment*, 112,337– 349, doi:10.1016/j.rse.2006.11.032.

Malhi, Y., Roberts, J., Betts, R., Killeen, T., Li, W., Nobre, C. 2008. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science*, 319, 169-172.

Malhi, Y. 2011. The productivity, metabolism and carbon cycle of tropical forest vegetation. Journal of Ecology, 100(1), pp.65-75.

Monteith,J.L. 1965. Evaporation and environment. Symposium of the society if experimental biology, 19:205-224.

Mu, Q.Z., Zhao, M.S., Running, S.W. 2011. Improvements to a MODIS global terrestrial evapotranspiration algorithm. *Remote Sensing of Environment*. 115, 1781–1800.

Priestley, C.H.B., Taylor, R.J. 1972. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review.* 100, 81–92.

Saleska, S. R., da Rocha, H. R., Huete, A. R., Nobre, A. D., Artaxo, P., Shimabukuro, Y. E. 2013. LBA-ECO CD-32 Flux Tower Network Data Compilation, Brazilian Amazon: 1999–2006, Data set, available at: http://daac.ornl.gov from Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, USA, doi:10.3334/ORNLDAAC/1174.

Taylor, K.E. 2001. Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram. Journal of Geophysical Research.106 (D7), 7183–7192.

Twine TE, Kustas WP, Norman JM et al. 2000 Correcting eddy-covariance flux underestimates over a grassland. *Agricultural and Forest Meteorology,* 103, 279–300.

Von Randow C, Manzi AO, Kruijt B. et al. 2004. Comparative measurements and seasonal variations in energy and carbon exchange over forest and pasture in South West Amazonia. *Theoretical and Applied Climatology*, 78, 5–26.

Werth, D., Avissar, R. 2002. The local and global effects of Amazon deforestation. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 107, 8087.

Yuan,W. P., Liu, S. G., Yu, G. R., Bonnefond, J. M., Chen, J. Q., Davis, K., et al. 2010. Global estimates of evapotranspiration and gross primary production based on MODIS and global meteorology data. Remote Sensing of Environment, 114.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 493-496. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Valoración del producto MOD16A2 para su potencial aplicación en la Región Pampeana Argentina

Degano, M.F.[(1)], Rivas, R.[(1)], Carmona, F.[(2)], Niclòs, R.[(3)], Puchades, J.[(3)]
[(1)] Comisión de Investigaciones Científicas; Instituto de Hidrología de Llanuras. Arroyo Seco S/N, Campus Universitario, (7000) Tandil, Argentina. maflode@alumni.uv.es
[(2)] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas; Instituto de Hidrología de Llanuras. Arroyo Seco S/N, Campus Universitario, (7000) Tandil, Argentina.
[(3)] Departamento de Física de la Tierra y Termodinámica, Universidad de Valencia, Dr. Moliner 50, (46100) Burjassot, España.

Resumen: La evapotranspiración (ET) es la variable hidrológica de mayor relevancia en la Región Pampeana Argentina (RPA) debido a que mediante este proceso se pierde gran parte del agua que ingresa como precipitación al sistema. Conocer la variabilidad espacial de la ET es esencial para introducirla en modelos hidrológicos y el uso de productos de satélite resulta una herramienta clave para ello. En este trabajo, se evaluó el producto MOD16A2 de ET potencial (ETp) (versión 6; MOD16A2.006) comparándolo con datos *in situ* de 24 estaciones distribuidas en la RPA para los años 2012, 2013 y 2014, observándose una sobreestimación mayor al 50%, determinando la existencia de un error sistemático. Debido a este hallazgo, se procedió a calibrar y posteriormente corregir el producto con una ecuación de ajuste lineal, logrando, de este modo, disminuir la diferencia cuadrática media, de 2,31 a 0,51 mm día^{-1} y el error medio absoluto de 2,08 a 0,37 mm día^{-1}. Tras dicha corrección, el producto MOD16A2.006 mejora significativamente y puede utilizarse con fines hidrológicos a escala de cuenca. Se recomienda evaluar el producto en otras regiones del mundo para determinar si existen errores sistemáticos, y eventualmente corregirlos siguiendo la metodología aquí propuesta.

Palabras clave: evapotranspiración, producto MOD16A2, Región Pampeana Argentina, error sistemático.

Evaluation of MOD16A2 product for its potential application Argentina Pampas Region

Abstract: *Evapotranspiration (ET) is the hydrological variable of greater relevance in the Argentina Pampas Region (APR) because through this process a large part of the water that enters as precipitation is lost from the system. The knowledge of the ET spatial variability is essential to introduce it in hydrological models and the use of satellite products is a key tool for this aim. In this study, the MOD16A2 product of potential ET (ETp) (version 6; MOD16A2.006) was evaluated comparing it with in situ data of 24 stations distributed in the RPA for the years 2012, 2013 and 2014. An overestimation greater than 50% was shown, proving the existence of a systematic error. Due to this finding, we proceeded to calibrate and subsequently correct the product with a linear adjustment equation, thus decreasing the root-mean square difference, from 2.31 to 0.51 mm day^{-1} and the mean absolute error from 2.08 to 0.37 mm day^{-1}. After this correction, the MOD16A2.006 product improves significantly and can be used for hydrological purposes at the basin scale. It is recommended to evaluate the product in other regions of the world to determine if there are systematic errors, and eventually correct them following the methodology proposed here.*

Keywords: *evapotranspiration, MOD16 product, Argentina Pampas Region, systematic error.*

1. INTRODUCCIÓN

En la Región Pampeana Argentina (RPA), la evapotranspiración (ET) es la variable hidrológica de mayor relevancia. Su estimación en este área es fundamental, debido a que la productividad primaria está directamente relacionada con la disponibilidad de agua.

La ET potencial (ETp) es la máxima cantidad de agua que puede evaporarse desde un suelo completamente cubierto de vegetación, con desarrollo óptimo y sin limitaciones de agua. Según esta definición, la ETp está controlada por factores meteorológicos, por las características del cultivo y del suelo, sin depender de las condiciones de humedad del suelo (Thornthwaite, 1948).

Actualmente, existen diversos métodos para estimar la ET a diferentes escalas; a escala puntual por medio de porómetros, medidores de flujo de sabia en la planta y lisímetros; a escala de parcela por medio de balances de agua, relación de Bowen y sistemas *Eddy covariance*, entre otros; y a escala regional incorporando principalmente, datos de satélite (Soegaard y Boegh, 1995; Carmona *et al*., 2011; Rivas y Carmona, 2013; Carmona *et al*., 2018).

A través del producto de satélite de ET global denominado MOD16A2 (versiones 005 y 006) se obtiene la ETp. Este producto se confecciona con datos del sensor MODIS (*MODerate resolution Imaging Spectroradiometer*) a bordo del satélite EOS-Terra (*Earth Observation System-Terra*) a partir de productos que se generan utilizando registros diarios espectrales de la superficie del planeta y datos meteorológicos obtenidos con re-análisis (MERRA GMAO-*Modern Era Retrospective-analysis of Research and Applications of Global Modelling and Assimilation Office*).

Durante los últimos años, varios autores evaluaron el rendimiento del producto MOD16A2 en diferentes partes del planeta, y los resultados indicaron que su fiabilidad no es lo suficientemente robusta como para predecir la

demanda máxima de agua desde la atmósfera (Kim *et al*., 2012; Ruhoff *et al*., 2013; Ramoelo *et al.*, 2014; Autovino *et al*., 2016; Aguilar *et al.*, 2018; Degano, 2017; Degano *et al.*, 2018; Peschechera *et al.,* 2018; Degano *et al.*, 2019).

Degano (2017) y Degano *et al*. (2019) evaluaron cuantitativamente la bondad del producto MOD16A2.005 en la RPA mediante el uso de estadísticos básicos para las diferencias entre producto y datos de referencia, determinando una sobreestimación sistemática mayor al 50% por parte del producto MOD16A2.005.

Actualmente se encuentra disponible el producto MOD16A2.006 en el que se mejora la resolución espacial (de 1 km a 500 m), entre otros aspectos (Running *et al*., 2017). En este marco, el objetivo de este trabajo es valorar el producto de ET potencial (ETp) MOD16A2.006 evaluándolo con respecto a datos verdad-terreno de la Oficina de Riesgo Agropecuario (ORA) en la RPA en el período 2012 a 2014.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio y datos de terreno

La RPA comprende 520 000 km^2 de planicie ubicada en el centro-este de la República Argentina. Así comprende: la mitad austral de la provincia de Entre Ríos, Sudeste de Córdoba y Sur de Santa Fe, Este de La Pampa y gran parte de la provincia de Buenos Aires, exceptuando el extremo Sur (Matteucci, 2012).

Para la realización de este trabajo se tomaron datos de 24 estaciones de la ORA, repartidas en la región (Figura 1) para el período 2012 a 2014. Se utilizó este período debido a que el 2012 fue un año con máximas precipitaciones, el 2013 con mínimas y el 2014 con precipitaciones medias para la RPA de acuerdo a los registros del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) de Argentina.

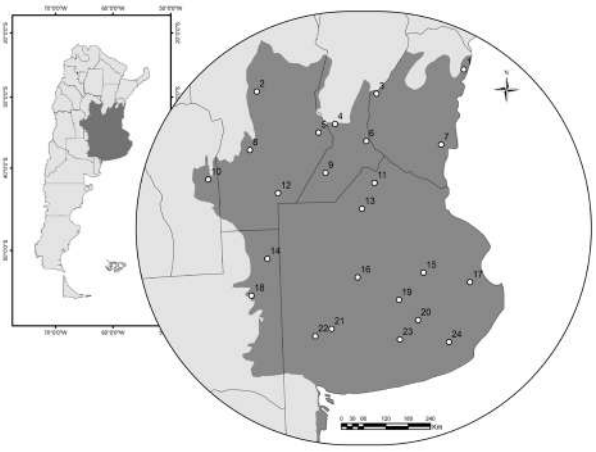


Figura 1. *Distribución de las estaciones en la RPA (modificado de Carmona et al., 2018).*

En general el clima es templado húmedo. En la tabla 1 se muestran los valores de precipitación y temperatura máxima y mínima media anual. Las precipitaciones en el N decrecen en sentido E-W y en el S, de N a S. Las temperaturas decrecen en sentido N-S, con una amplitud de 15°C en el W y 12°C en el E (Matteucci, 2012).

La ET_0 de la ORA se calcula con información del SMN (http://www.smn.gov.ar/) de variables biofísicas medidas *in situ* y se basan en el método de Penman Monteith (Monteith y Unsworth, 1990).

Tabla 1. *Datos de Precipitación y Temperatura (T).*

	Precipitación (mm año^{-1})	T media anual (°C)
Mínima	400-600	6-14
Máxima	1000-1200	16-18

2.2. Datos de satélite (MOD16A2.006)

El producto de satélite, MOD16A2.006, se obtiene de la página web *Earth Data* de la NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) (https://search.earthdata.nasa.gov/search?q=MOD16A2%20V006) y está compuesto por cinco bandas, de las cuales dos son de ET (real y potencial en mm acumulados para 8 días), otras dos de calor latente (real y potencial (J m^{-2} acumulada para 8 días) y la banda de calidad. Posee una resolución espacial de 500 m y está disponible a escala global (Running *et al*., 2017).

Utiliza información meteorológica diaria obtenida a partir de datos de re-análisis como variables de entrada provenientes de MERRA GMAO, y productos provistos por el sensor MODIS (cobertura terrestre: MOD12Q1; FPAR/LAI: MOD15A2; y albedo: MCD43B2/B3) de 8 días para el cálculo espacial de ET.

2.3. Procesamiento de los datos y análisis estadístico

Se evaluó el producto MOD16A2.006 de ETp comparándolo con datos de ET_0 *in situ* de la ORA (ETp y ET_0 se toman como sinónimos debido a que las estaciones están ubicadas en sectores con pasto corto). Para ello, se calcularon los siguientes parámetros: RMSD (*Root-mean-square difference*), MBE (*Mean Bias Error*), MAE (*Mean Absolut Error*), a (pendiente), b (ordenada del origen), R^2 (coeficiente de determinación).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al comparar los datos de terreno con los obtenidos del producto MOD16A2.006 se encontró una sobreestimación sistemática mayor al 50% (Figura 2). Este comportamiento también fue observado en trabajos previos para la versión 005, lo que indica que las mejoras en el producto MOD16A2 no han sido suficientes para su aplicación directa en la RPA.

En este contexto, fue necesario realizar un ajuste lineal para corregir el modelo. Para lo que se utilizaron 1719 pares de datos (ETp(MOD16.006)-ET_0(ORA)) de los cuales se tomó el 50% para obtener los parámetros de calibración (a y b en Tabla 2) y el 50% restante para su validación.

Tabla 2. *Parámetros de la función ajustada.*

	a	b [mm día^{-1}]	R^2
Parámetros de ajuste	0,66±0,01	-0,13±0,03	0,92

En la figura 3 se muestra la relación de los datos de terreno con los de satélite tras aplicar la ecuación de ajuste. Se puede observar que los datos MOD16A2.006 corregidos se ajustan a la recta 1:1, lo que indica que se ha logrado disminuir el error sistemático.

En la tabla 3 se observan los estadísticos obtenidos para la relación entre los datos *in situ* y el producto

MOD16A2.006 (original y corregido). Dado que la mayor parte de la discrepancia se debe a una sobrestimación sistemática por parte del producto (aunque mayor a mayor ETp), no se observa variación en la dispersión de los datos y el R^2 permanece prácticamente constante. Aún así se mejoran los resultados tras aplicar el ajuste realizado tal y como se observa en términos de RMSDs, MBE y MAE (Tabla 3). Asimismo, la disminución de la sobreestimación del producto se muestra en la reducción de la pendiente del ajuste.

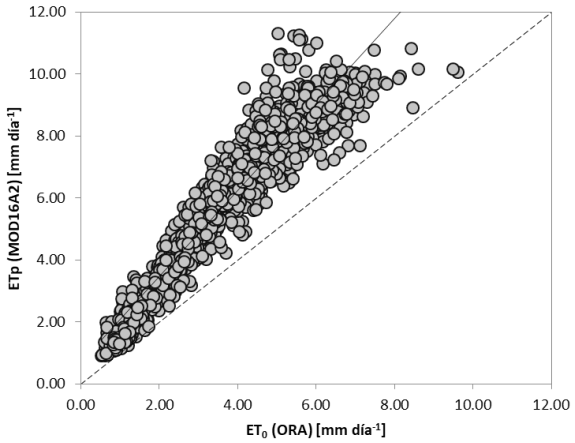


Figura 2. *Comparación entre ETp MOD16A2.006 y ET_0 (ORA). La línea llena corresponde a la línea de tendencia, y la discontinua a la relación 1:1.*

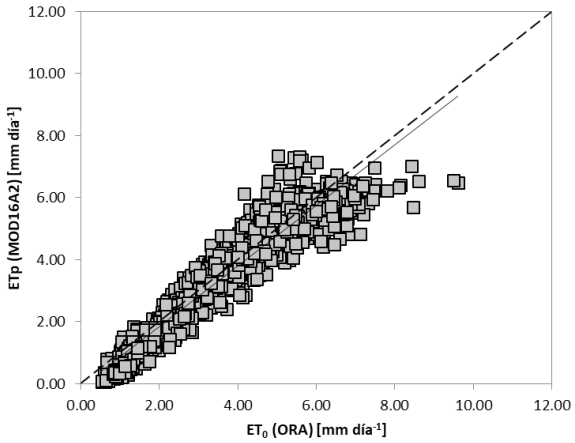


Figura 3. *Comparación entre ETp MOD16A2.006 corregido y ET_0 (ORA).*

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se compararon los datos de ETp del producto de satélite MOD16A2.006 con los de ET_0 medidos *in situ* por la Oficina de Riesgo Agropecuario en la Región Pampeana Argentina en los años 2012, 2013 y 2014. Se encontró que el producto MOD16A2.006 sobreestima la ETp en más de un 50%, por lo que se realizó una calibración y posterior ajuste sobre los datos de satélite, logrando disminuir el RMSDs en un 75% (de 2,31 a 0,51 mm día^{-1}), el MBE de 2,08 a 0,01 mm día^{-1} y MAE de 2,08 a 0,37 mm día^{-1}. Se concluye que la versión más actualizada del producto de evapotranspiración potencial MOD16A2 arroja el mismo error sistemático que se observa en trabajos anteriores en la versión 005 en la Región Pampeana Argentina, por lo que se recomienda que, antes de su aplicación directa, se corrobore la existencia de errores sistemáticos, y, en ese caso, corregirlos aplicando la metodología aquí propuesta.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica de Argentina, al proyecto FONARSEC n° 19, a la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires y al proyecto CGL2015-64268-R (MINECO / FEDER, UE) del Ministerio de Economía y Competitividad de España y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) por sus contribuciones. También al Instituto de Hidrología de Llanuras y a la Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires. Finalmente, a la Oficina de Riesgo Agropecuario por proporcionar datos de ET_0 y a la NASA por facilitar los datos del producto MOD16A2.

6. BIBLIOGRAFÍA

Aguilar, A., Flores, H., Crespo, G., Marín, M., Campos, I., Calera, A. 2018. Performance Assessment of MOD16 in Evapotranspiration Evaluation in Northwestern Mexico. Water, 10, 7, 901.

Autovino, D., Minacapilli, M., Provenzano, G. 2016. Modelling bulk surface resistance by MODIS data and assessment of MOD16A2 evapotranspiration product in an irrigqation district of Southern Italy. 0378-3774/ Elsevier B. V. 86-94.

Carmona, F., Holzman, M., Rivas, R., Degano, M.F., Kruse, E., Bayala, M. 2018. Evaluation of two models using CERES data for reference evapotranspiration estimation, Revista de Teledetección. 51, 87-98.

Carmona, F., Rivas, R., Ocampo, D., Schirmbeck, J., Holzman, M. (2011). Sensores para la medición y validación de variables hidrológicas a escalas local y regional a partir del balance de energía. En AquaLAC, Vol. 3 Nro 1. Revista del programa hidrológico internacional para América Latina y el Caribe. 3, 26–36.

Degano, M.F., 2017. Evaluación del producto de evapotranspiración global MOD16 con medidas in situ en la región de la Pampa Húmeda, Argentina. Tesis de Maestría, Facultad de Física, Universidad de Valencia, España. 43 pp.

Tabla 3*. Estadísticos para ORA-MOD16A2 original y ORA-MOD16A2 corregido.*

	RMSDs [mm día^{-1}]	MBE [mm día^{-1}]	MAE [mm día^{-1}]	a	b [mm día^{-1}]	R^2
ORA-MOD16A2.006 Original	2,31	2,08	2,08	1,39±0,01	0,67±0,04	0,92
ORA-MOD16A2.006 Corregido	0,51	0,01	0,37	0,92±0,01	0,3±0,03	0,92

Degano, M. F., Rivas, R, Carmona, F., Faramiñán A., Olivera, P. 2018. Calibración del producto de evapotranspiración potencial "MOD16A2" para la Región Pampeana Argentina. XIV Latin Am. Hidrogeol. Cong., X Hidrogeol. Argent. Cong., VIII Hispano-latin Am. on current issues of underground hydrology Seminary. Salta, Salta, Argentina.

Degano, M.F., Rivas, R., Sánchez, J., Carmona, F., Niclòs, R., 2019. Assessment of the Potential Evapotranspiration MODIS Product Using Ground Measurements in the Pampas. Proc. IEEE, ARGENCON, Ed. by Fraga, A. San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.

Kim, H., Hwang, K., Mu, Q., Lee, S., M. Choi. 2012. Validation of MODIS 16 global terrestrial evapotranspiration products in various climates and land cover types in Asia. KSCE J. Civil Engineering, 16-2, 229–238.

Matteucci, S., Rodríguez, A., Silva, M., de Haro, C. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. Buenos Aires, Argentina, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo. Grupo de Ecología del Paisaje y Medio Ambiente. Gráfica Editora. Cap. 12, 341-495.

Monteith, J., Unsworth, M. 1990. Principles of environmental physics. Edward Arnold, London, second edition, 291 pp.

Peschechera, G., Tarantino, E., Fratino, U. 2018. Crop water requeriments estimation at irrigation district scale from remote sensing: a comparison between MODIS ET product and the analytical approach. Proc. SPIE- RSCy2018, Paphos, Cyprus, 1-10.

Ramoelo, A., Majozi, N., Mathieu, R., Jovanovic, N., Nickless, A., Dzikiti, S. 2014. Validation of Global Evapotranspiration Product (MOD16) using Flux Tower Data in the African Savanna. South Africa, Remote Sensing, 6(8), 7406–7423.

Rivas, R.E., Carmona, F. 2013. Evapotranspiration in the Pampean Region using field measurements and satellite data. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 55–57, 27–34.

Ruhoff, A.L., Paz, A.R. Aragao, L.E., Mu, Q., Malhi, Y., Collischonn, W., Rocha, H.R., Running, S.W., 2013. Assesment of the MODIS global evapotranspiration using Eddy Covariance measurements and hydrological modelling in the Rio Grande basin. Hydrological Sciences Journal. 58, 1-19.

Running, S., Mu, Q., Zhao, M. 2017. MOD16A2 MODIS/ Terra Net Evapotranspiration 8-Day L4 Global 500m SIN Grid V006 [Data set] NASA EOSDIS Land Processes DAAC.

Soegaard, H., Boegh, E. 1995. Estimation of evapotranspiration from a millet crop in the Sahel combining sap flow, leaf area index and eddy correlation technique. Journal of Hydrology, 166(3–4), 265–282.

Thornthwaite, C.W. 1948. An approach toward a rational classification of Climate. Geographical Review, 38, 55-94.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 497-500. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Observación de masas de agua continentales con la misión ANSER-Cinclus

de Miguel, E.[(1)], Carretero, L.[(2)], González-Lagos, M.[(2)], Jiménez-Michavila, M.[(1)]
[(1)] Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA), Ctra. Ajalvir s/n 28850 Torrejón de Ardoz, Madrid, España.
demiguel@inta.es
[(2)] Consultoras en INTA de Ingeniería de Sistemas para la Defensa de España (ISDEFE), Beatriz de Bobadilla 3, 28040 Madrid, España.

Resumen: El INTA (Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial) está desarrollando una misión espacial experimental para obtener datos de teledetección sobre aguas continentales. Se trata de lanzar dos nanosatélites que registran espectros VNIR (*Visible and Near-InfraRed*) para estimar parámetros relacionados con la calidad de aguas, como la turbidez y la concentración de clorofila-a y ficocianina, en algunos embalses de tamaño medio de la Península Ibérica. Estos dos nanosatélites orbitarán en formación con un tercer nanosatélite que realizará el contacto con Tierra y adquirirá una imagen pancromática de referencia. En esta comunicación se revisan los trabajos realizados por el Área de Sistemas de Teledetección del INTA para definir los requisitos de usuario para esta misión, proponer las zonas de interés a observar, y diseñar, implementar y operar el sistema de proceso de los productos de la misión. La compatibilidad de tales requisitos y del sistema de proceso con el diseño actual de la misión muestra que es viable el estudio de la calidad de aguas continentales a media resolución espacial desde plataformas tipo CubeSat, aunque queda pendiente acotar la incertidumbre esperada.

Palabras clave: calidad de aguas, aguas continentales, clorofila-a, ficocianina, efecto de adyacencia.

Monitoring inland water bodies with ANSER-Cinclus Mission

Abstract: *INTA (*Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial*) is developing an experimental space mission to acquire remote sensing data over inland waters. Two nanosatellites recording VNIR (Visible and Near-InfraRed) spectra shall be launched to produce some water quality parameters such as turbidity and chlorophyll-a and phycocyanin concentration over Iberian medium-sized lakes. These two nanosatellites will fly in formation led by a third one, which shall have the capability of communication with the ground segment and acquire a panchromatic image. In this paper we review the work performed by INTA's Remote Sensing Area on the definition of the mission user requirements and the selection of the observation targets, as well as on the design, implementation, and operation of the mission products processing system. The compatibility of such requirements and processing chain with the current mission design shows the feasability of observing inland water quality at medium spatial resolution from CubeSats, although the expected uncertainty must still be assessed.*

Keywords: *water quality, inland waters, chlorophyll-a, phycocyanin, adjacency effect.*

1. INTRODUCCIÓN

El INTA lanzó en 2018 ANSER (*Advanced Nanosatellite Systems for future Earth observation Research*), un programa centrado en el desarrollo de la tecnología necesaria para utilizar sistemas colaborativos fraccionados y constelaciones de pequeños satélites volando en formación en misiones de Observación de la Tierra. El objetivo final es poder implementar misiones complejas a partir de pequeñas unidades de bajo coste, reduciendo drásticamente los tiempos de desarrollo y el gasto total.

La primera aplicación elegida para este programa es una misión para observación de la calidad de aguas continentales, utilizando espectros entre 400 y 870 nm para estimar clorofila-a, ficocianina y turbidez en masas de agua continentales de tamaño medio. Esta misión es heredera de un concepto anterior, Cinclus, iniciativa también del INTA, que se completó hasta la fase B1 (Ruiz-Verdú et al., 2009, 2010). En el desarrollo actual, que llamamos ANSER-Cinclus, la observación de la calidad de aguas se basa en una secuencia *along-track* de espectros obtenidos sobre los embalses a observar por dos CubeSats (micro-Cinclus) que integran cada uno dos espectrómetros VNIR; además, la imagen de una cámara pancromática (ANSER-APIS – *Athermalized Panchromatic Image Sensor*) se utiliza para ayudar a la interpretación y análisis de los espectros.

El Área de Sistemas de Teledetección del INTA es responsable en este programa de:

- definir los requisitos de usuario (radiométricos, espectrales, geométricos y de operación),
- proponer las masas de agua a observar,
- prioritariamente (escenarios de misión),
- diseñar, implementar y operar la cadena de proceso, archivo y distribución de los productos de la misión.

En esta comunicación se revisan los trabajos realizados para definir los requisitos de usuario y el diseño preliminar del sistema de proceso.

2. REQUISITOS DE USUARIO

La definición de la misión establece que ANSER-Cinclus debe producir estimaciones de clorofila-a y ficocianina en un rango amplio de concentraciones (de 0 a 200 $mg \cdot m^{-3}$ para clorofila-a), con una resolución de 0,5 $mg \cdot m^{-3}$ en el caso de la clorofila-a y de 1 $mg \cdot m^{-3}$para la ficocianina, sobre embalses y lagos de tamaño medio en España. Los requisitos de usuario se fijan considerando

esta definición y las limitaciones técnicas impuestas por el concepto de instrumento elegido: un espectrorradiómetro no formador de imágenes trabajando entre 400 y 870 nm con una resolución espectral del orden de 10 nm, y orbitando la Tierra abordo de una plataforma tipo CubeSat.

El requisito de resolución espacial se ha fijado en 80 metros (nadir), lo que permite estudiar numerosas masas de agua peninsulares mientras mejora la resolución de sensores espectralmente similares (como OLCI –*Ocean and Land Colour Instrument*– en Sentinel-3) y facilita un nivel de señal adecuado para la relación señal/ruido requerida. Considerando esta resolución espacial y las limitaciones de la plataforma, la exactitud de georreferenciación requerida para los productos finales Cinclus es de 100 metros. Para la cámara pancromática la resolución espacial se rebaja a 160 metros por píxel.

Para los requisitos radiométricos se ha considerado el trabajo anteriormente realizado para Cinclus, junto a la revisión de fuentes bibliográficas, tal y como se muestra en la tabla 1. Las magnitudes de interés (radiancia equivalente al ruido instrumental, radiancia de referencia y radiancia máxima a registrar sin saturación) se han especificado para un conjunto de longitudes de onda que se corresponden con las utilizadas en los algoritmos de estimación de pigmentos, y son aplicables solo para el periodo entre el 1 de abril y el 1 de noviembre.

El periodo de revisita establecido es una observación por mes, considerando un ángulo de observación cenital (OZA) de hasta 10°; no se contempla un OZA mayor para minimizar el riesgo de *sunglint*.

La hora de paso será entre las 09:00 y las 15:00 (hora solar local). Se espera una órbita heliosíncrona polar, pero es posible una órbita basada en un lanzamiento desde la Estación Espacial Internacional.

Las medidas ANSER se realizarán solo sobre objetivos predefinidos. Estos objetivos se seleccionarán *a priori* entre lagos y embalses de tamaño medio (menos de 50 km^2) sobre la Península Ibérica, aunque también se considerarán secundariamente otras áreas geográficas. Serán prioritarias las masas de agua en las que haya medidas *in situ* que permitan validar los algoritmos de Cinclus. Dicha selección está pendiente del análisis de misión, que requiere, a su vez, una definición de la órbita con un nivel de detalle aún no disponible.

Tabla 1. *Requisitos radiométricos (en $Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$): radiancia equivalente al ruido instrumental (NEΔL), radiancia de referencia (LTOA ref) y radiancia máxima (LTOA máx). (1) Recomendación del International Ocean-Colour Coordinating Group (IOCCG, 1998). (2)Según [Ruiz-Verdúetal., 2009].(3) Especificación similar a la establecida para OLCI (Sentinel-3). (4) Especificación similar a la establecida para la cámara pancromática del satélite Ingenio.*

longitud de onda	NEΔL óptimo	NEΔL límite	L_{TOA} ref	L_{TOA} max
442 nm	0.035(3)	0.035(1)	66(3)	145
560 nm	0.025(3)	0.035(1)	32(3)	105
625 nm	0.018(2)	0.035(2)	27(2)	80(2)
675 nm	0.027(2)	0.035(2)	22(2)	120(2)
705 nm	0.027(2)	0.035(2)	21(2)	120(2)
780 nm	0.005(2)	0.025(2)	17(2)	50(2)
Imagen PAN	0.083	0.350	75(4)	340(4)

3. SISTEMA DE PROCESO

El sistema de proceso debe garantizar la explotación científica de los datos ANSER-Cinclus. El diseño de alto nivel (Figura 1) refleja el flujo de trabajo a seguir para la generación de los productos finales a partir de una adquisición nominal Cinclus.

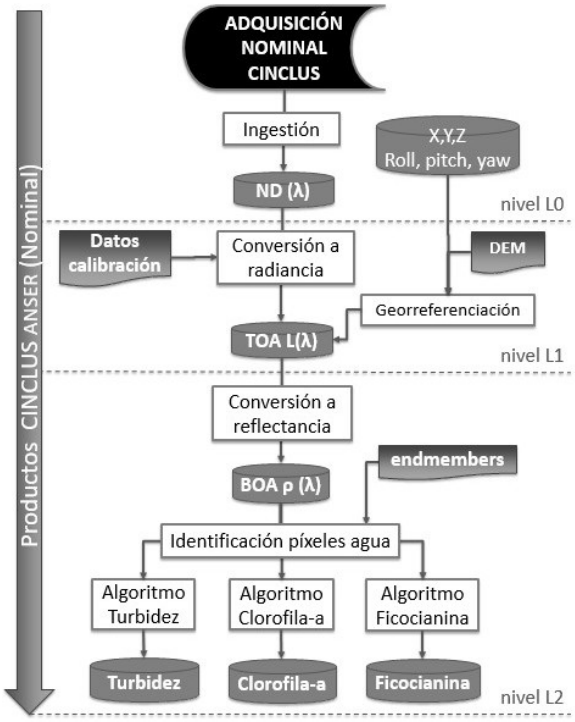


Figura 1. *Diseño de alto nivel del sistema de proceso de los datos ANSER-Cinclus.*

Partiendo de los niveles digitales (ND) y los coeficientes de calibración, se obtendrían los valores de radiancia TOA (*Top Of Atmosphere*). En este punto, cada espectro sería georreferenciado a partir de la información de actitud y posición del satélite y un modelo digital de elevaciones (DEM). Con la posterior corrección atmosférica, se obtendría la reflectancia BOA (*Bottom Of Atmosphere*), a partir de la cual se generará el resto de los productos de nivel 2, aplicando los algoritmos específicos a los píxeles identificados como agua.

La calibración de los datos seguirá el modelo analítico correspondiente a las características electro-ópticas de los instrumentos y usará coeficientes determinados en laboratorio en las instalaciones del INTA. Es de destacar que el instrumento Cinclus incluirá un detector no iluminado, que se utilizará para determinar la corriente oscura y el offset electrónico de las medidas.

La geolocalización debe considerar el requisito establecido, es decir, un error máximo de 100 metros en zonas sin relieve. Se basará en las medidas de posición y orientación que proporcionará el subsistema de determinación y control de actitud de los CubeSats. Este subsistema tiene unas prestaciones nominales que permiten el conocimiento de posición y orientación de cada CubeSat con una incertidumbre del orden de 80 metros sobre el terreno en cada eje. Con esos datos se alimentará un procedimiento de georreferenciación directa que utilizará las librerías *Earth Observation*- CFI "*pointing*" de la Agencia Espacial Europea, similar al descrito en De Miguel et al. (2013).

La transformación a reflectancia es el mayor reto de la teledetección sobre masas de agua; más aún si debe considerarse una cadena automática de proceso. Para Cinclus se ha diseñado un sistema basado en el código de transferencia radiativa libRadtran (Mayer y Killing, 2005), que se configurará en cada medida según datos de la adquisición y auxiliares (espesor óptico de aerosoles, vapor de agua atmosférico). El código incluirá un tratamiento específico del efecto de adyacencia, que es la principal diferencia entre los escenarios de interés de Cinclus y los entornos oceanográficos o correspondientes a grandes lagos habituales en teledetección. En este sentido, se ha realizado un pequeño ejercicio para evaluar el efecto habitual de adyacencia sobre los embalses de interés. En el estudio se ha analizado la radiancia TOA en varias épocas del año para tres embalses de la Península Ibérica de interés para ANSER-Cinclus: Embalse del Ebro, Almendra y Rosarito. Como el efecto de adyacencia suele ser importante en el orden de algunas centenas de metros del píxel observado, se han utilizado para caracterizarlo imágenes L1c de Sentinel-2, con buena resolución espacial y, en concreto, las cuatro bandas de 10 metros de resolución que cubren un rango de longitudes de onda representativas del espectro VNIR.

Se ha obtenido la radiancia medida por el sensor en las bandas mencionadas anteriormente para puntos del embalse situados a distancias de 0 a 1 km de la orilla (en el caso de Ebro y Almendra) y de 0 a 700 m (para Rosarito, de menor tamaño). Se han representado las radiancias TOA para cada fecha en función de la distancia a la orilla, tanto píxel a píxel (y por tanto con pasos de 10 metros entre datos) como en promedio de 3×3 píxeles (para disminuir el efecto del ruido). Como el nivel de radiancia es dependiente de la época del año, se ha representado también el valor normalizado respecto al mínimo, ya que este mínimo se podría considerar como la radiancia TOA libre de efecto de adyacencia. La figura 2 muestra los resultados obtenidos para 665 nm, longitud de onda relevante para Cinclus, en el Embalse de Almendra.

Los resultados, aunque limitados por lo reducido de los casos estudiados, muestran que el *environment* tiene una influencia significativa en la radiancia medida por el sensor hasta una distancia de la orilla de unos 300-400 metros. Esto ocurre en todas las bandas estudiadas, siendo este efecto diferente en cada una de ellas. En Rosarito, los datos en longitudes de onda más cortas (bandas 2 y 3 de Sentinel-2) muestran una variabilidad elevada, que impide apreciar el efecto de adyacencia.

La observación de Cinclus será siempre cercana al nadir (OZA < 10°), lo que implica que los efectos de *sun glint* serán normalmente despreciables. El efecto de *sky glint* sí será considerado nominalmente en la cadena de proceso.

Una vez transformados a reflectancia, los espectros serán clasificados como agua, tierra, transición o nube mediante el uso de técnicas de desmezclado espectral y el análisis de imágenes simultáneas de ANSER-APIS, lo que permitirá la aplicación eficiente de los algoritmos de nivel 2.

Finalmente, la estimación de la concentración de pigmentos se basará en los algoritmos semi-empíricos de Gons (Gons, 1999) y Simis (Simis, et al., 2005).

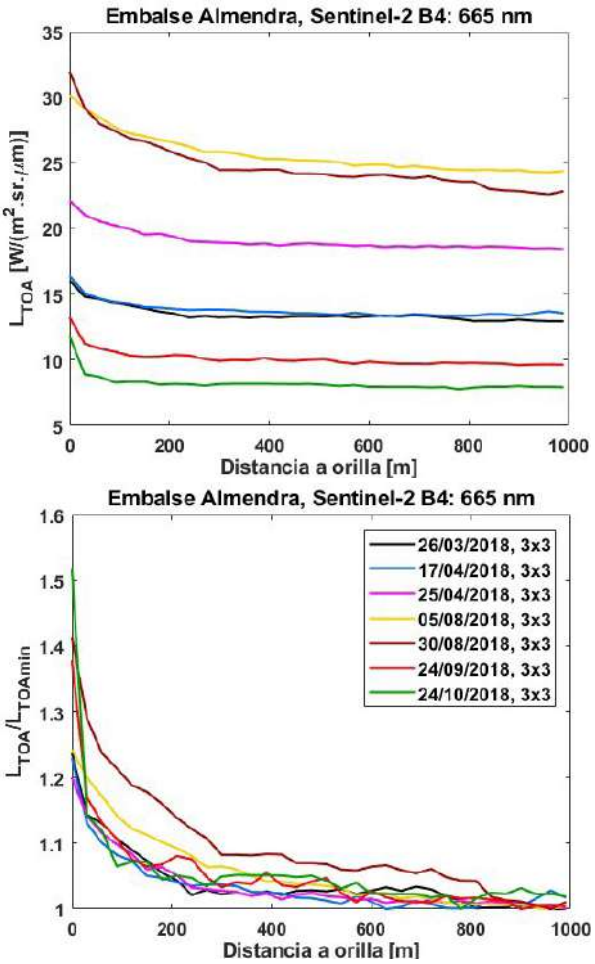


Figura 2. *Valor absoluto de LTOA (arriba) y normalizado por su mínimo (abajo) en imágenes de Sentinel-2 correspondientes a transectos sobre el Embalse de Almendra en diferentes fechas.*

4. ESTADO ACTUAL Y DESARROLLO PREVISTO

ANSER comenzó oficialmente a principios de 2018. Uno de los principios del programa es acortar los largos plazos habituales en misiones espaciales, por lo que se ha requerido que las unidades de vuelo estén listas para lanzamiento en 2020; en esa fecha será necesario tener también preparado el sistema de proceso, archivo y distribución.

Cinclus se encuentra actualmente en fase de diseño detallado, tanto a nivel de segmento vuelo como de segmento tierra. El diseño preliminar cumple los requisitos de usuario aquí presentados. El diseño detallado, sin embargo, debe cerrar algunos puntos relevantes. Desde el punto de vista de los productos finales, estos son:

- ¿será posible llegar al NEΔL requerido sin necesidad de proceso en Tierra?; y si este es necesario, ¿qué procedimiento será eficiente?
- ¿cómo garantizar la exactitud de georreferenciación sin la posibilidad de usar puntos de control?
- ¿cuál va a ser la incertidumbre espectral en condiciones orbitales?

Como conclusión final, los análisis y simulaciones realizados y la compatibilidad de los requisitos y del sistema de proceso presentados con el diseño actual de

ANSER-Cinclus, indican que es viable el estudio de la calidad de aguas continentales a media resolución espacial desde plataformas tipo CubeSat. Sin embargo, habrá que esperar al diseño detallado para establecer el parámetro más crítico para el usuario: la incertidumbre esperable en cada variable a producir.

5. BIBLIOGRAFÍA

De Miguel, E., Robles, C., Fernández-Renau, A., Piñol, M., Prado, E., Cabo, P. 2013. Validación de un algoritmo de georreferenciación basado en las librerías EO-CFI. Instrumentación y datos auxiliares. XV Congreso de la Asociación Española de Teledetección, pp. 79-82. Ed. por A. Fernández-Renau y E. de Miguel.

Gons, H.J. 1999. Optical teledetection of chlorophyll a in turbid inland waters. Environmental Science & Technology, 33, 1127-1132.

IOCCG. 1998. Minimum Requirements for an Operational, Ocean-Colour Sensor for the Open Ocean, Report n° 1. A. Morel.

Mayer, B., Kylling, A. 2005. Technical note: The libRadtran software package for radiative transfer calculations - description and examples of use. Atmospheric Chemistry and Physics, European Geosciences Union, 5 (7), 1855-1877.

Moses, W.J., Sterckx, S., Montes, M.J., De Keukelaere, L., Knaeps, E., 2017. Chapter 3. Atmospheric Correction for Inland Waters, en Bio- optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters, pp. 69-100. Ed.Elsevier.

Ruiz-Verdú, A., De Miguel, E., Robles, C., Fernández, A. 2009. CINCLUS: Un instrumento para la teledetección de las aguas continentales. Teledetección: Agua y desarrollo sostenible. XIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección, pp. 109-112. Ed. S. Montesinos and L. Fernández. Calatayud, España.

Ruiz-Verdú, A., De Miguel, E., Robles, C., Fernández, A. 2010. CINCLUS: An Instrument for the Remote Sensing of Inland Water Quality. OPT/IR New Methods & Products. Proceedings of ESA Living Planet Symposium, 109-112p. Ed. H. Lacoste-Francis. Bergen, Noruega.

Simis, S.G.H., Peters, S.W.M., Gons, H.J. 2005. Remote sensing of cyanobacterial phycocianin in turbid inland water. Limnology and Oceanography, 50, n° 1, 237-245.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 501-504. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Selección del umbral óptimo para la separación de la lámina de agua del embalse Jerte-Plasencia a partir de Sentinel-1

Sánchez-Sánchez, Y.[(1)], Quirós, E.[(2)], Durán-Barroso, P.[(3)], Martínez-Graña, A.[(1)]
[(1)] Departamento de geología. Universidad de Salamanca. Plaza de la Merced s/n. Salamanca, España. yolanda.ss@usal.es
[(2)] Departamento de Expresión gráfica, Escuela Politécnica, Universidad de Extremadura,
Avenida de la universidad s/n, Cáceres, España.
[(3)] Departamento de Construcción. Escuela Politécnica, Universidad de Extremadura,
Avenida de la universidad s/n, Cáceres, España.

Resumen: El Radar de Apertura Sintética (SAR) es una herramienta muy potente para el control de la superficie ocupada por agua en la superficie terrestre, y así cuantificar las consecuencias generadas por los posibles episodios de sequías e inundaciones. En el presente trabajo se calcula la extensión de la lámina de agua del embalse Jerte-Plasencia mediante teledetección, estimando el umbral óptimo de los valores de la imagen para separar el agua del resto de coberturas. Para ello, se han empleado 58 imágenes multitemporales SAR del satélite Sentinel-1. Inicialmente se ha realizado un preprocesamiento y un calibrado de cada imagen analizando sus histogramas, donde se ha definido un rango de umbrales cuya intensidad de píxeles sean los más adecuados para la separación del agua con el resto de coberturas. Una vez definidos estos umbrales se ha calculado la superficie de la lámina de agua para cada fecha y se ha comparado con las superficies obtenidas de la estación de aforo del embalse. Finalmente se ha concluido que para superficies menores a 400 ha de lámina de agua el valor del umbral –15 dB es el más exacto con un RMSE de 31 ha y un sesgo de 0,06. Sin embargo, para superficies del embalse mayores a 400 ha el valor óptimo es –14 dB con un RMSE de 27 ha y un sesgo de 0,18. La importancia de los resultados radica en la mejora de la predicción, mitigación y gestión de los recursos hídricos y la prevención de posibles inundaciones aguas abajo, controlando la superficie inundada.

Palabras clave: SAR, Sentinel-1, extensión de agua, multitemporal, umbral.

Selection of the optimum threshold for the separation of the sheet of water from the Jerte-Plasencia reservoir from Sentinel-1

Abstract: *The Synthetic Aperture Radar (SAR) is a very powerful tool for the control of the surface occupied by water on the earth's surface, and thus quantified the consequences established by droughts and floods. In the present work, we estimate the extension of the water surface of the Jerte-Plasencia reservoir by means of remote sensing, estimating the optimum threshold of the values of the image to separate the water from the rest of the coverages. For that purpose, 58 multitemporal SAR images of the Sentinel-1 satellite have been used. Initially, a preprocessing and a calibration of each image has been performed analyzing its histograms, where a range of thresholds whose intensity of pixels are most suitable for separation has been defined of the water with the rest of the coverages. Once these thresholds have been defined, the water surface extension has been calculated for each date and compared with the surfaces obtained from the gauging station of the CHT of the reservoir. Finally, it has been concluded that for surfaces less than 400 ha of water sheet the threshold value –15 dB is the most accurate with an RMSE of 31 ha and a Bias of 0.06. However, for reservoir surfaces greater than 400 ha, the optimal value is –14 dB with an RMSE of 27 ha and a Bias of 0.18. The importance of the results lies in the improvement of the prediction, mitigation and management of water resources and the prevention of possible floods downstream, controlling the flooded area.*

Keywords: *SAR, Sentinel-1, water extension, multitemporal, threshold.*

1. INTRODUCCIÓN

La regulación del sistema hidráulico constituido por una presa es un problema complejo puesto que las aportaciones y las demandas a satisfacer no suelen ser coincidentes en el tiempo.

También este es el caso del cálculo de los daños ocasionados una vez se haya inundado la zona afectada, siendo clave el conocimiento de la extensión de la lámina de agua con la mayor exactitud posible.

El Radar de Apertura Sintética (SAR) es una poderosa técnica para el análisis de la superficie terrestre en general, pero más aún es una fuente de información destacable para el estudio de los recursos hídricos (Huang, 2018). Debido a la baja o casi nula afectación del retorno del SAR sobre los cuerpos de agua abiertos y lisos, lo hace óptimo para el cálculo de la superficie de una masa de agua (Manavalan, 2017).

Existen diferentes técnicas para el procesamiento de imágenes SAR en referencia al cálculo de la extensión de la lámina de agua con mayor o menor éxito. Entre ellas, la más habitual es la clasificación supervisada, cuyo resultado no es del todo exacto y se ha intentado mejorar con la comparación de imágenes ópticas a pesar de sus limitaciones. en otras ocasiones la estimación se ha realizado a partir de la clasificación de los histogramas de las imágenes SAR (Matgen et al., 2011).

Sin embargo, habitualmente, los procedimientos de distinción entre el agua y el resto de coberturas (umbral de segmentación) se suelen llevar a cabo por inspección visual de los histogramas de las imágenes, ajustándose los umbrales por el operador. Dicha revisión manual convierte al proceso en nada práctico para el tratamiento de varias imágenes. En ese sentido se han desarrollado diferentes técnicas basadas en el cálculo del umbral óptimo de teledetección de aguas (Kumar et al., 2018) incluso automatizando el proceso. Sin embargo, no se han conseguido mejoras relevantes, puesto que la separación de píxeles de agua del resto de coberturas es un aspecto crítico. Dicha separación depende de diversos parámetros, tanto ambientales como climáticos, tales como el ángulo incidente, el viento, la orografía del terreno, etc. (Pulvirenti et al., 2011).

En el presente trabajo se ha calculado la extensión de la lámina de agua del embalse Jerte-Plasencia a partir de imágenes SAR, estimando el umbral óptimo de los valores de la imagen para separar el agua del resto de coberturas. Para ello, se han analizado 58 imágenes multitemporales SAR del satélite Sentinel-1.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Delimitación espacial y temporal

El área de estudio (Figura 1) se corresponde con el Embalse Jerte-Plasencia que se encuentra situado al Norte de la provincia de Cáceres, España.

La cota mínima del embalse es de 334,8 m y la cota de coronación de la presa de 372,5 m con un volumen máximo de almacenamiento de 59 hm^3 inundando una superficie de 580 ha.

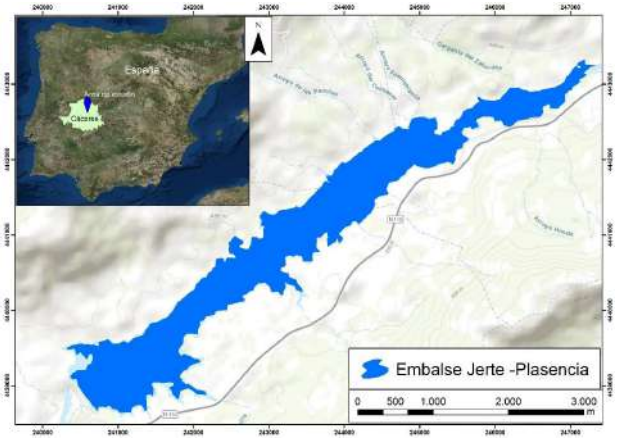


***Figura 1**. Mapa de situación del embalse Jerte-Plasencia*

En este trabajo se ha estudiado la variación de la superficie de la lámina de agua a partir de 58 imágenes SAR del satélite Sentinel-1, comprendidas en el intervalo de tiempo del 15 de mayo del 2017 hasta el 24 de noviembre del 2018.

2.2. Fuentes de información

Los datos del instrumento SAR del Sentinel-1 que se han utilizado en este trabajo son los obtenidos en modo franja ancha interferométrica (IW) al poseer una calidad alta y homogénea en toda la imagen. El nivel de procesamiento de las imágenes ha sido 1 (GRD de alta resolución) y una polarización diferenciada en dos bandas VH (transmisión vertical y recepción horizontal) y VV (transmisión vertical y recepción vertical). esta última polarización ha sido la empleada para la delimitación de los umbrales. Todas las imágenes han sido obtenidas de la base de datos de la ESA (Agencia Espacial Europea).

Todos los datos de volumen y cota de agua del embalse han sido obtenidos a partir del Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) de la Confederación Hidrográfica del Tajo, más concretamente de la Estación E_40 denominada Jerte-Plasencia que se encuentra en la presa de dicho embalse.

2.3. Metodología

Este estudio se ha llevado a cabo en tres fases:

En primer lugar, la fase principal ha sido la obtención de la superficie de la lámina de agua del Embalse Jerte-Plasencia a partir de los datos obtenidos del satélite Sentinel-1, estos datos son calibrados, filtrados, corregidos a partir del software *Sentinel Application Platform* (SNAP).

La segunda fase ha consistido en seleccionar varios umbrales a partir del estudio visual de los histogramas de las diferentes imágenes. Así, se han delimitado los valores de los píxeles considerados de la clase agua realizando una reclasificación de tales imágenes para facilitar el cálculo de la superficie de la lámina de agua. Esta fase se ha llevado a cabo con el software ArcGIS 10.4 desarrollado por la empresa ESRI.

Paralelamente, con los datos de volumen y cota obtenidos del aforo de la estación hidrológica del embalse, se han calculado los datos de la superficie inundada para cada punto de información correspondiente a las fechas de cada imagen a partir de la gráfica de la curva característica del embalse Jerte-Plasencia.

Una vez obtenida la información de la superficie inundada a partir de las imágenes Sentinel-1, y a partir de los datos del aforo, se ha realizado un estudio de ajuste de los resultados obtenidos para cada umbral seleccionado en base a medidas de tendencia central y de dispersión tales como el Error Cuadrático Medio (RMSE) y el Sesgo de los datos del aforo frente a los del satélite.

2.4. Técnicas de análisis

El preprocesado de las imágenes se ha realizado a partir del software SNAP. En primer lugar, se ha llevado a cabo un recorte de la zona de estudio con una superficie de 600 ha en las cuales 580 ha eran el emplazamiento del embalse. Posteriormente se ha realizado una calibración multitemporal de las imágenes para poder comparar las diferentes imágenes obtenidas en diferentes fechas. Posteriormente se ha realizado un filtro polarímétrico para compensar los posibles efectos de mota que pudieran contener las imágenes, se utilizó un filtro tipo “Lee” con un coeficiente de filtrado de 5×5 ya que en trabajos anteriores (Lopes et al., 1990) se comprobó que era el más eficaz para la detección de cuerpos de agua. A partir del modelo digital de elevaciones SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), con resolución de un segundo, se han eliminado las posibles distorsiones geométricas debido a las variaciones topográficas del terreno.

Posteriormente se han definido los umbrales con los cuales se segmentarían las imágenes, a partir del estudio de los histogramas de las diferentes imágenes, separando los valores de píxel de agua del resto de coberturas. Una vez seleccionados los umbrales de segmentación, se calcularon las superficies de la lámina de agua, de cada imagen y se comprobó visualmente las superficies obtenidas a partir de las imágenes SAR con la delimitación del embalse en su capacidad límite obtenida a partir del mapa topográfico Nacional a escala 1:25000.

2.5. Validación de los resultados

A partir de los datos obtenidos por el SAIH Tajo relativos al volumen y cota de la lámina de agua del embalse en las fechas de las imágenes, ha obtenido la superficie ocupada por el agua. Dicha superficie ha sido contrastada con la superficie obtenida a partir de las imágenes SAR mediante el Error Cuadrático Medio (RMSE) y el Sesgo, tanto de manera individual como conjunta.

3. RESULTADOS

En un primer análisis sobre los valores de los píxeles en las imágenes se detecta que, en invierno, cuando el embalse posee menos cantidad de agua, los valores de los píxeles que representan el agua varía desde –12 dB hasta –20 dB. Sin embargo, cuando el embalse se encuentra casi al 90% de la capacidad el umbral de detección mayor es de –16 dB. Por lo que finalmente para poder delimitar todos los píxeles de agua en todo el periodo de estudio, se ha realizado una segmentación de las imágenes entre los umbrales –17 dB y –10 dB. Algunos ejemplos se muestran en la figura 2.

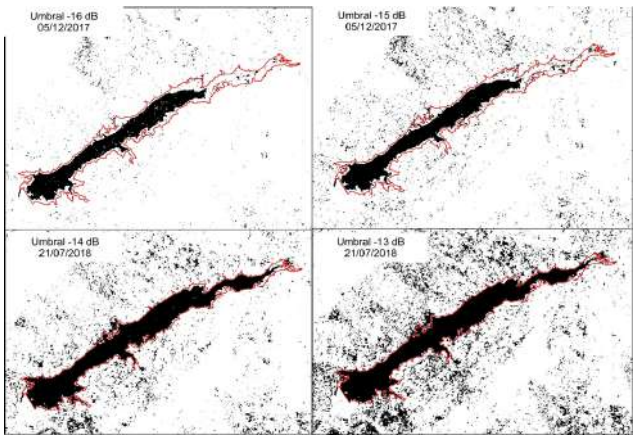


***Figura 2**. Comparación de las reclasificaciones de imágenes en diferentes umbrales.*

Tras la elección de los umbrales se llevó a cabo la representación gráfica de las superficies obtenidas en cada fecha para cada uno de ellos. También se representó la superficie obtenida a partir del aforo del embalse. En la figura 3 se puede observar que todos los umbrales poseen una tendencia paralela a la tendencia de los datos del aforo, pero que dependiendo del umbral estudiado estos datos se alejan más o menos de los datos reales.

De forma general, se puede observar que cuando el embalse se encuentra al 50% de su capacidad (<400 ha) el umbral que más se ajusta es el de –15 dB, mientras que cuando el embalse se encuentra casi lleno (<400 ha) el umbral de –14 dB es el que mejor se asemeja a la curva de superficie real.

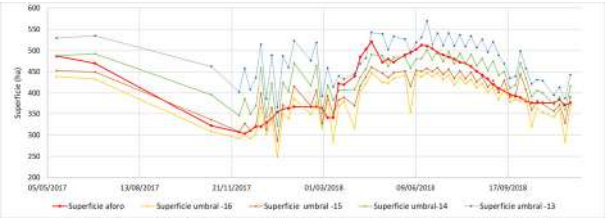


***Figura 3**. Representación gráfica de las superficies obtenidas en cada fecha por cada umbral en comparación con las superficies aportadas por el SAIH tajo.*

Atendiendo al análisis estadístico (Tabla 1) éste se ha realizado de forma general y también zonificando el análisis en dos grupos: las superficies inferiores a 400 ha, y las superficies mayores a 400 ha.

En la tabla 1 se observan que los valores con menor RMSE y con menor sesgo son los umbrales –15 dB y –14 dB, por lo que disminuyendo el umbral aumenta el error debido a un déficit de superficie al excluir los píxeles que se encuentran en el borde del embalse. Sin embargo, si aumentamos el umbral el error aumenta debido a los píxeles adyacentes al embalse que considera agua, por lo que la restricción o permisividad del umbral no solo afecta a la lámina de agua, sino que puede píxeles erróneos en la clase agua.

Por todo ello, el mejor umbral de segmentación, debe optimizar el RMSE y el sesgo. Por ello, este umbral óptimo será el que tenga el menor RMSE y el menor sesgo. Así El umbral –15 dB posee un menor sesgo (0,41) y un menor RMSE (37) para la distinción de píxeles de agua en un ciclo hidrológico completo. También el umbral –15 dB posee un menor sesgo (0,06) y un menor sesgo (31) en superficies menores a 400 ha, mientras que para superficies mayores a 400 ha el umbral más adecuado sería el –14 dB, que el RMSE es el menor (27) y aunque el sesgo no coincida con el más bajo (0,18) la diferencia con el umbral –13 dB (0,11) es insignificante.

***Tabla 1**. Comparación del RMSE y el sesgo por cada umbral estudiado. Los datos óptimos se destacan en color rojo.*

	Umbral (dB)	-17	-16	-15	-14	-13	-12	-11	-10
RMSE	*Sup <400 ha*	65	37	**31**	58	99	145	187	220
	Sup >400 ha	86	60	42	**27**	50	90	133	168
	General	77	50	**37**	44	77	119	161	194
Sesgo	*Sup <400 ha*	1,16	0,55	**0,06**	0,27	0,25	0,07	0,13	0,32
	Sup >400 ha	2,25	1,06	0,39	0,18	**0,11**	0,16	0,69	1,41
	General	1,5	0,41	**0,41**	0,58	0,68	0,70	0,58	0,41

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En este estudio se ha calculado el umbral más óptimo para el cálculo de la extensión de la lámina de agua del embalse Jerte-Plasencia a partir de teledetección con una serie temporal de imágenes SAR del Sentinel-1. Una vez analizados estadísticamente los datos obtenidos a partir de las imágenes SAR y los datos obtenidos a partir de la estación hidrológica situada en el embalse Jerte-Plasencia se

ha llegado a la conclusión que, para un análisis completo, cuando el caudal varía desde un máximo hasta el llenado del 50% de su capacidad donde la lámina de agua es inferior a 400 ha, el umbral con mayor exactitud es –15 dB. Sin embargo, cuando el embalse se encuentra lleno en su totalidad el umbral con mayor exactitud es el umbral –14 dB. Estos datos son similares al estudio de (Matgen et al., 2011) en el que se analizaba mediante una imagen SAR la inundación del río Severn, Reino unido, obteniendo un RMSE de 1,27 píxeles y un sesgo de 0,13 relativo al umbral –14 dB.

Además, en este trabajo se ha detectado una influencia de la hora de toma de las imágenes. Así, cuando la imagen es nocturna, el umbral óptimo incrementa mientras que cuando la imagen es adquirida por el día el umbral disminuye. También se ha puesto de manifiesto la influencia del ángulo de toma de imágenes del sensor (Manjusree et al., 2012) estás influencias son despreciables en el cálculo de la extensión de la lámina de agua.

Con todo ello se podría afirmar que las imágenes SAR son una gran herramienta para la separación exacta de píxeles de agua con el resto de coberturas, teniendo en cuenta la resolución espacial de las imágenes SAR. También son adecuadas para el estudio multitemporal de la extensión de una lámina de agua, llanura de inundación, etc.

Gracias a estos resultados se establecerán las bases de una propuesta metodológica para el tratamiento de las imágenes SAR, conociendo el umbral óptimo de separación entre el agua y el resto de coberturas. Esto disminuirá el tiempo de tratamiento de las imágenes para el cálculo, en embalses donde las condiciones orográficas se asemejen a la cuenca vertiente del embalse Jerte-Plasencia.

En líneas de investigación futuras se complementará también este estudio con la creación de un Modelo Digital de Elevaciones para el ajuste de la recta característica del Embalse Jerte-Plasencia y así poder predecir con imágenes SAR el volumen de agua disponible en cualquier momento.

5. BIBLIOGRAFÍA

Huang, C. 2018. “Reviews of Geophysics Detecting , Extracting , and Monitoring Surface Water From Space Using Optical Sensors : A Review”. 333–60.

Irwin, K., Beaulne, D., Braun, A., Fotopoulos, G. 2017. “Fusion of SAR, optical imagery and airborne LiDAR for surface water detection”. *Remote Sensing* 9(9).

Kumar, K. Raghavendra, Na Kang, Yan Yin. 2018. “Classification of key aerosol types and their frequency distributions based on satellite remote sensing data at an industrially polluted city in the Yangtze River Delta, China”. *International Journal of Climatology* 38(1):320–36.

Lopes, A., Touzi, R., Nezry, E. 1990. “Adaptive Speckle Filters and Scene Heterogeneity”. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 28(6):992–1000.

Manavalan, R. 2017. “SAR image analysis techniques for flood area mapping - literature survey”. *Earth Science Informatics* 10(1).

Manjusree, P., L. Prasanna Kumar, C.M. Bhatt, G.S. Rao, V. Bhanumurthy. 2012. “Optimization of threshold ranges for rapid flood inundation mapping by evaluating backscatter profiles of high incidence angle SAR images”. *International Journal of Disaster Risk Science* 3(2):113–22.

Matgen, P., R. Hostache, G. Schumann, L. Pfister, L. Hoffmann, H.H.G. Savenije. 2011. “Towards an automated SAR-based flood monitoring system : Lessons learned from two case studies”. *Physics and Chemistry of the Earth* 36(7–8):241–52.

Pulvirenti, L., M. Chini, N. Pierdicca, L. Guerriero, P. Ferrazzoli. 2011. “Flood monitoring using multi-temporal COSMO-skymed data: Image segmentation and signature interpretation”. *Remote Sensing of Environment* 115(4):990–1002.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 505-508. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Evaluación de una floración algal masiva en el río de la Plata (Uruguay)

Zabaleta, B.[(1)], Aubriot, L.[(2)], Achkar, M.[(1)]
[(1)] Facultad de Ciencias, Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio, UdelaR, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay. bzabaleta@fcien.edu.uy
[(2)] Facultad de Ciencias, Sección Limnología, UdelaR, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay.

Resumen: La intensificación del uso del suelo aumenta la exportación de nutrientes a los ecosistemas acuáticos. Estos aportes, generan procesos de eutrofización y floraciones algales nocivas, consideradas mundialmente una de las mayores problemáticas ambientales en cuanto afectan las funciones y servicios ecosistémicos. La evaluación de la calidad del agua y de la eutrofización requiere de cuantificar un conjunto de variables, de adquisición costosa y que representan medidas espacialmente acotadas. En el pasado verano austral (2019), se produjo una floración algal masiva en el estuario del río de la Plata sin precedentes, por su extensión y duración. El fenómeno afectó a más de 500 km de costa (incluyendo Montevideo y la costa Atlántica), perjudicó a la actividad turística y representó un alto riesgo para la salud humana. Este fenómeno se asoció con grandes floraciones de cianobacterias descargadas de las grandes represas hidroeléctricas, vinculado con las altas precipitaciones registradas en las cuencas del río Uruguay y Paraná. La teledetección representa una potente herramienta para la detección de este tipo de floraciones algales de gran alcance espacial y es capaz de brindar alertas tempranas de fenómenos nocivos de floraciones algales. El satélite Sentinel-2 de la Agencia Espacial Europea brinda imágenes de carácter público desde el año 2015, con una resolución radiométrica y espacial que permite evaluar con precisión las floraciones algales, luego de una validación con datos in–situ. En este sentido, el presente trabajo busca ajustar dicha metodología para las condiciones del estuario del río de la Plata con el fin de aportar a un sistema de alerta temprana y de monitoreo de la totalidad del ecosistema. Para ello se trabajará con la base de datos de la Intendencia de Montevideo entre los años 2016 y 2019, e imágenes MSI de Sentinel-2.

Palabras clave: floración algal, cianobacterias, Río de la Plata, NDCI, Sentinel-2.

Evaluation of a massive algal bloom in the Río de la Plata (Uruguay)

Abstract: *The land use intensification increases the export of nutrients to aquatic ecosystems. The excess of nutrients generate eutrophication processes and harmful algal blooms, which are considered worldwide as one of the biggest environmental problems affecting ecosystem functions and services. The evaluation of water quality and eutrophication requires the quantification of a set of variables, of costly acquisition and spatially limited. In the last austral summer (2019), there was a massive algal bloom in the Río de la Plata estuary without precedents for its length and duration. The phenomenon affected more than 500 km of coastline (including Montevideo and the Atlantic coast), which impair tourist activity and represented a high risk to human health. This phenomenon was associated with large cyanobacterial blooms discharged from the large hydroelectric dams, linked to high rainfalls recorded in the Uruguay and Paraná rivers basins. Remote sensing represents a powerful tool for the detection of this type of algal blooms of large spatial extent and is capable of providing early warning of harmful algae bloom phenomena. The Sentinel–2 satellite of the European Space Agency provides public images since 2015, with a radiometric and spatial resolution that allows to accurately evaluating algal blooms, after a validation with in–situ data. In this sense, the present work seeks to adjust this methodology for the conditions of the Río de la Plata estuary in order to contribute to an early warning system and monitoring of the entire ecosystem. To do this, we work with the database of the Montevideo Municipality between 2016 and 2019, and MSI images of Sentinel-2.*

Keywords: *algal bloom, cyanobacteria, Río de la Plata, NDCI, Sentinel-2.*

1. INTRODUCCIÓN

Los estuarios representan zonas de transición entre ríos y océanos con gran variabilidad espacial, ciclos estacionales y distribuciones de organismos influenciadas fuertemente por factores ambientales. Entre ellos, se destacan los gradientes de turbidez, salinidad, temperatura, flujos de nutrientes y patrones hidrológicos. Estas características determinan que sean uno de los hábitats más productivos del mundo, donde la pesca, la acuicultura y el turismo dan lugar a un importante desarrollo socioeconómico (Muniz et al., 2019).

En las últimas décadas ha aumentado la ocurrencia e intensidad de las floraciones algales tanto en ecosistemas de agua dulce como marinos. Dicho proceso impacta sobre la trama trófica, la biodiversidad, la calidad del agua y generalmente producen toxinas (comúnmente microcystina) perjudiciales para la salud (Chorus y Bartram, 1999). En conjunto con el riesgo a la salud pública y el deterioro del valor paisajístico, determina pérdidas económicas en cuanto afecta las actividades turísticas (Conley et al., 2009).

La teledetección se comenzó a utilizar como herramienta alternativa para la evaluación de la concentración de los pigmentos fitoplanctónicos y de los sólidos en suspensión desde hace más de cuatro décadas. Principalmente focalizada en océanos, estuarios y grandes lagos (Gitelson et al., 1986). Sus principales potencialidades son la

disminución de los costos de monitoreo con respecto a las metodologías tradicionales, la disponibilidad de series de datos temporales, la posibilidad de monitorear grandes superficies y estimar la calidad del agua regularmente.

En aguas oceánicas claras, la reflectancia en la región azul es mínima y está dominada por la clorofila-*a* (Clo-*a*) (Morel y Prieur, 1977). En este sentido, los modelos de percepción remota que han tenido el mejor rendimiento en aguas oceánicas utilizan la proporción de la reflectancia en las regiones azul (~490 nm) y verde (~560 nm) (O'Reilly et al., 1998).

Las aguas costeras, estuarinas y continentales son ópticamente más complejas que las oceánicas, debido a la gran capacidad de absorción de luz en la región azul que tiene la materia orgánica disuelta y los sólidos en suspensión. Esto determina la falta de consenso en cuanto al uso generalizado de índices específicos para la recuperación de la concentración de Clo-*a* e invalida el uso de algoritmos estándar de color del océano (Schalles, 2006).

Los enfoques empíricos validados con mayor éxito para estimar concentración de Clo-*a* en aguas costeras y estuarinas toman como referencia el máximo de reflectancia en la región del infrarrojo cercano (~700 nm) y el mínimo en la región del rojo (~665 nm) característico de la Clo-*a* (Gitelson et al., 1992; Mishra y Mishra, 2012). Se destaca entre otros el *Normalized Difference Chlorophyll Index* (NDCI) desarrollado por Mishra y Mishra (2012), el cual considera la diferencia en la reflectancia a ~665 nm y ~705 nm, y ha sido probado con éxito en sistemas con altos contenidos de materia orgánica disuelta (Ogashawara et al., 2017).

Los constituyentes del agua presentan un comportamiento espectral específico, sin embargo forman parte de un sistema complejo donde se solapan dichos comportamientos. De modo que los modelos utilizados deben ser ajustados para sistemas específicos (Yang et al., 2017).

La señal detectada por los sensores remotos es afectada por la absorción y dispersión de componentes atmosféricos. Por lo tanto, para obtener la reflectancia de la superficie se deben realizar procedimientos de corrección atmosférica. En particular, el software ACOLITE procesa imágenes Landsat 8/OLI y S2/MSI con aplicación específica para aguas costeras y continentales (Vanhellemont y Ruddick, 2016).

El sensor *Multi Spectral Instrument* (MSI) del satélite Sentinel-2 de la Agencia Espacial Europea, pretende aportar a la monitorización de zonas costeras y continentales proporcionando imágenes con una frecuencia de 5 días y una resolución espectral de 13 bandas (con una centrada en 705 nm), lo cual permite determinar la concentración de Clo-*a* entre otros parámetros (Soria et al., 2017). Asimismo su resolución espacial (10, 20 y 60 m) permite evaluar concentraciones a nivel costero.

En Uruguay, la problemática asociada a procesos de eutrofización y floraciones de cianobacterias tóxicas está instalada desde hace décadas, favorecida principalmente por la expansión del agronegocio (Bonilla et al., 2015).

En el estuario del Río de la Plata se registran floraciones de cianobacterias desde el año 2000 (De León y Yunes, 2001), y desde entonces se realiza un monitoreo intensivo por parte de la Intendencia de Montevideo en las playas de la ciudad. Sin embargo, el procesamiento de muestras requiere altos esfuerzos e insume tiempo. Durante la temporada estival es preciso contar con mediciones inmediatas que garanticen la seguridad en el uso recreacional de las playas, así como de evaluaciones de gran alcance espacial. En este sentido, la teledetección puede proporcionar diagnósticos de situación rápidos y extensos que aporten a un sistema de alerta temprana, principalmente mediante la identificación de floraciones algales. Además, los datos generados permiten focalizar los esfuerzos de muestreo in situ, identificar *hot–spots* y factores ambientales que promueven la proliferación cianobacteriana (Bresciani, 2016).

El presente trabajo se propone evaluar la aplicabilidad de la teledetección en el monitoreo de floraciones algales del estuario del Río de la Plata mediante el ajuste del índice NDCI.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Se seleccionó el área correspondiente al estuario del Río de la Plata de la imagen MSI de Sentinel–2 N0207_R124_T21HWB. Ubicada entre los puntos de coordenadas Lat: 34°31'42,49"S Lon: 57°3'13,92"O y Lat: 34°47'8,40"S Lon: 55°50'1,63"O, en una franja hacia el mar de 60 km.

En los meses de enero, febrero y marzo de 2019 se observó en toda la costa del río de la Plata, y parte de la costa atlántica, una floración algal sin precedentes en el país. Este fenómeno alertó a la población y generó impactos económicos negativos en cuanto afectó sustancialmente el turismo. Asimismo, las autoridades no pudieron prever la ocurrencia de la floración de cianobacterias, por lo tanto se tuvieron que tomar medidas urgentes para evitar el contacto con los bañistas e informar a la población.

2.2. Muestreos *in situ*

La Intendencia de Montevideo realiza un monitoreo de la calidad del agua de sus playas que incluye concentración de Clo–*a* entre otros. Se analizó esta base de datos entre 2016 y 2019, y se tomaron como casos válidos aquellos que presentaron una diferencia menor a 24 horas entre el pasaje de Sentinel-2 y la toma de la muestra. De este modo se alcanzó un total de casos de n = 75.

2.3. Imágenes satelitales

El análisis de las imágenes satelitales se realizó en la *Sentinel Application Platform* (SNAP). Se trabajó con un total de 15 imágenes MSI de Sentinel-2 descargadas de https://scihub.copernicus.eu. Se recuperó la reflectancia a nivel de la superficie y fueron corregidas atmosféricamente con el método *Dark Fit Spectrum* del software ACOLITE.

Las imágenes fueron remuestreadas a 10 m, y en cada punto de muestreo se generó una grilla de 3×3 píxeles, donde el píxel central corresponde al punto de muestreo. Se utilizó la herramienta *band maths* para aplicar el índice NDCI (Modelo 1), luego se extrajo su promedio para cada grilla. Asimismo, se extrajeron los promedios de reflectancia de las bandas B2, B3, B4, B5, B6, B7, B8 y B8A.

Los promedios extraídos del índice NDCI se utilizaron para realizar una regresión lineal paramétrica entre NDCI y Clo-*a* medida *in situ*. Este análisis permitió obtener la ecuación de la recta, la cual se aplicó a 4 imágenes con el fin de obtener mapas temáticos con concentraciones estimadas de Clo-*a*. Además se aplicó en otras 4 imágenes donde se aislaron los valores ≥10 µg/l y se obtuvo la superficie cubierta por concentraciones ≥10 µg/l y sus estadísticas.

Por su parte, la información espectral de las bandas fue utilizada para verificar los comportamientos espectrales supuestos teóricamente. Para ello se aplicó un análisis de agrupamiento con distancia *euclideana* a los datos de Clo-*a*, de donde se obtuvieron los principales grupos. Luego se promediaron las reflectancias de cada grupo y se graficaron las firmas espectrales resultantes.

2.4. Modelos utilizados

(1) NDCI = rhos (704 nm)–rhos (664) / rhos (704 nm) + rhos (664 nm)

Donde rhos es la reflectancia recuperada de la superficie luego de la corrección atmosférica con ACOLITE

3. RESULTADOS

La regresión lineal realizada arrojó la ecuación de la recta [Clo–*a*]= (150,08*NDCI) + 6,7964 (Figura 1). Dicho análisis sugiere que los valores intermedios (10-50 µg/l) presentan el mayor error en su estimación, mientras que los mínimos (0-10 µg/l) el menor error. Por lo tanto, si bien el uso de la herramienta es limitado para determinar concentraciones con precisión. Es capaz de identificar concentraciones bajas y altas, a partir de lo cual se puede observar el comportamiento de las floraciones algales (Figura 2).

Las firmas espectrales obtenidas se corresponden a las esperadas teóricamente (Spyrakos et al., 2018). Ya que los agrupamientos con mayor concentración de Clo-*a* presentaron la mayor pendiente positiva entre las bandas 4 y 5. El grupo intermedio si bien presentó una pendiente positiva es menor. Y los agrupamientos con las concentraciones mínimas de Clo-*a* presentaron pendientes negativas entre las bandas 4 y 5, y las menores reflectancias en la región del infrarrojo cercano (Figura 3). Este análisis afirma el uso del índice NDCI.

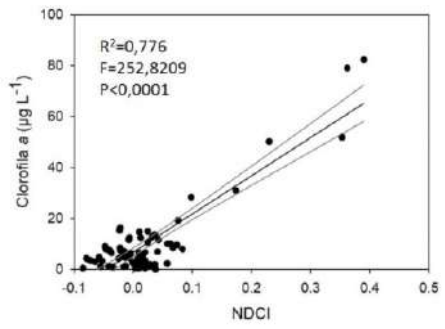


Figura 1. *Regresión lineal entre Clo-a in situ y NDCI estimado a partir de imágenes MSI corregidas atmosféricamente.*

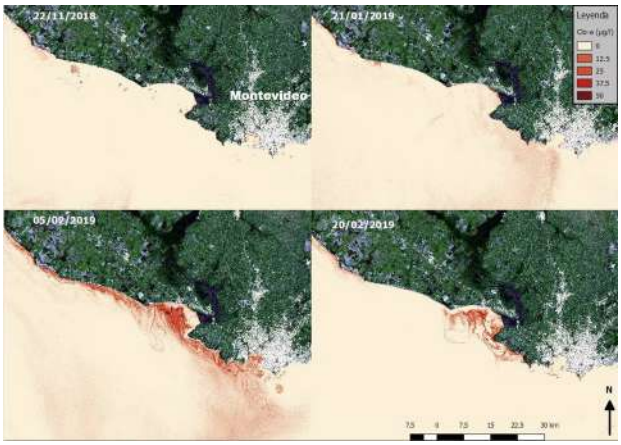


Figura 2*. Concentración de Clo–a (µg/l) según NDCI y la ecuación de la recta resultante de la regresión lineal.*

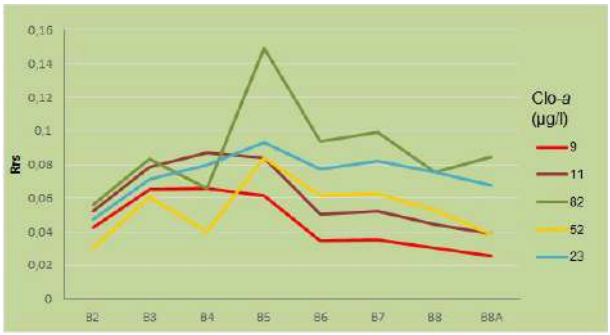


Figura 3*: Bandas Sentinel-2 (eje x), reflectancia de sensado remoto (Rrs) (eje y) de acuerdo a análisis de agrupamiento* ***y*** *promedio de la concentración de Clo-a por grupo.*

A partir de la aplicación de la ecuación de la recta a 8 imágenes MSI y el aislamiento de los píxeles con concentraciones >10 µg/l, se puede observar que la superficie de base ocupada por píxeles con estas características es entre 3-61 km^2. Con respecto a la floración, se observa que alcanzó su mayor superficie (1203 km^2) el 05/02/2019, con una concentración promedio de 66 µg/l. Luego comenzó a decrecer en superficie hasta el 06/04/2019, donde volvió a aumentar pero con un promedio menor (13 µg/l) (Tabla 1). Siendo que no hay evidencia del ingreso de otra floración al sistema, se asume que existe una zona de reproducción, cuya identificación y estudio resultan de interés para futuras investigaciones.

Tabla 1. *Características de los píxeles ≥10 µg/l de clorofila-a.*

fecha	promedio Clo–*a* (µg l^{-1})	sigma	superficie >10 µg l^{-1} (km^2)
07/12/2018	12	30	61
11/01/2019	14	49	33
21/01/2019	13	56	7
31/01/2019	66	101	1184
05/02/2019	41	91	1203
20/02/2019	17	95	11
07/03/2019	15	89	3
06/04/2019	13	49	45

4. CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos, el índice NDCI se ajustó con éxito en un sistema ópticamente complejo como el estuario del Río de la Plata y permitió reconocer el comportamiento espacio-temporal de la floración algal del verano 2018-2019. En este sentido, se entiende que la aplicación de índices para la evaluación remota de floraciones algales intensas tiene un gran potencial aún en sistemas con estas características. Lo cual promueve la profundización en el desarrollo de modelos que permitan aumentar la precisión de dicha herramienta y que aporten a un sistema de monitoreo continuo capaz de brindar alertas tempranas.

5. BIBLIOGRAFÍA

Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Brena, B., Pírez, M., Piccini, C., Martínez de la Escalera, G., Chalar, G., González– Piana, M., Martigan, F., Aubriot, L. 2015. Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. Revista del Laboratorio Tecnológico del Uruguay. INNOTEC, 10, 9–22.

Bresciani, M., Giardino, C., Lauceri, R., Matta, E., Cazzaniga, I., Pinardi, M., Morabito, G. 2016. Earth observation for monitoring and mapping of cyanobacteria blooms. Case studies on five Italian lakes. Journal of Limnology, 76, 1.

Chorus, I., Bartram, J. 1999. Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management, Chapman y Hall, London.

Conley, D., Paerl, H., Howarth, R., Boesch, D., Seitzinger, S., Havens, K., Lancelot, C., Likens, G. 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. SCIENCE, 323, 1014–1014.

De León, L., Yunes, J. 2001. First report of a Microcystis aeruginosa toxic bloom in La Plata River. Environmental Toxicology and Water Quality, 16, 110–112.

Gitelson, A., Nikanorov, A., Sabo, G., Szilagyi, F. 1986. Etude de la qualite des eaux de surface par teledetection. IAHS Publications, 157, 111–121.

Gitelson, A. 1992. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. International Journal of Remote Sensing, 13 (17), 3367–3373.

Mishra, S., Mishra, D. 2012. Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll–a concentration in turbid productive waters. Remote Sensing of Environment, 117, 394–406.

Morel, A., Prieur, L. 1977. Analysis of variations in ocean color 1. Limnology and oceanography, 22(4), 709-722.

Muniz, P., Venturini, N., Brugnoli, E., Gutiérrez, J., Acuña, A. 2019. Río de la Plata: Uruguay. In World Seas: an Environmental Evaluation (pp. 703-724). Academic Press.

Ogashawara, I., Mishra, D., Gitelson, A. 2017. Remote sensing of inland waters: background and current state-of-the-art. In: Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters, pp. 1-24. Elsevier.

O'Reilly, J., Maritorena, S., Mitchell, B., Siegel, D., Carder, K., Garver, S., Kahru, M., McClain, C. 1998. Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS. Journal of Geophysical Research: Oceans, 103(C11), 24937-24953.

Schalles, J. 2006. Optical remote sensing techniques to estimate phytoplankton chlorophyll a concentrations in coastal. In Remote sensing of aquatic coastal ecosystem processes, pp. 27-79. Springer, Dordrecht.

Soria, X., Delegido, J., Urrego, P., Pereira-Sandoval, M., Vicente, E., Ruiz-Verdú, A., Soria, J., Peña, R., Tenjo, C., Moreno, J. 2017. Validación de algoritmos para la estimación de la Clorofila–a con Sentinel–2 en la Albufera de Valencia. En: Teledetección, nuevas plataformas y sensores aplicados a la gestión del agua, agricultura y medio ambiente, 289–292.

Spyrakos, E., O'Donnell, R., Hunter, P., Miller, C., Scott, M., Simis, S., ... Bresciani, M. 2018. Optical types of inland and coastal waters. *Limnology and Oceanography*, *63*(2), 846-870.

Vanhellemont, Q., Ruddick, K. 2016. Acolite for Sentinel-2: Aquatic applications of MSI imagery. Proceedings of the ESA Living Planet Symposium, pp. 9–13. Prague, Czech Republic.

Yang, Z., Reiter, M., Munyei, N. 2017. Estimation of chlorophyll-a concentrations in diverse water bodies using ratio-based NIR/Red indices. Remote Sensing Applications: Society and Environment, 6, 52–58.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 509-512. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Detección de condiciones favorables para la langosta del desierto (*Schistocerca gregaria*) mediante modelos de distribución de especies

Gómez, D., Salvador, P., Sanz, J., Casanova-Mateo, C., Casanova-Roque, J.L.
LATUV, Edificio I+D, 47011-Valladolid. España. diego@latuv.uva.es

Resumen: Las plagas de langosta del desierto (*Schistocerca gregaria*) amenazan la seguridad alimentaria de los países del norte de África y Oriente Medio. El uso de imágenes de satélite puede ayudar a la identificación de condiciones ambientales favorables para la cría y reproducción de langosta. En este estudio, se han utilizado modelos de distribución de especies para inferir ciertos patrones en las condiciones precedentes de NDVI, índice de área foliar (LAI), temperatura y humedad de suelo con respecto a la presencia de langosta. Estos datos han sido extraídos de los satélites SMAP y TERRA de la NASA. Los modelos empleados han obtenido unos buenos resultados predictivos (KAPPA & TSS=0,901 y ROC=0,986), poniendo en relieve el rol que pueden jugar los algoritmos de *machine learning* para identificar patrones aparentemente ocultos en las variables predictoras. En futuros trabajos se ampliará las series temporales de imágenes con el objetivo de construir modelos mejor entrenados y con mayores capacidades predictoras.

Palabras clave: langosta del desierto, *machine learning*, plagas, satélite.

Detection of the most suitables conditions of the Schitocerca gregaria by means of models of species distribution

Abstract: *Desert locust plagues have threatened food security in northern African and Middle East countries for centuries. Satellite remote sensing imagery permit to identify favourable environmental conditions for breeding and reproduction purposes in desert locust. In this study, we have used Species Distribution Models (SDMs) to detect patters in the antecedent conditions of NDVI, leaf area index (LAI), temperature and moisture of the soil with respect to locust presences. These data were retrieved from SMAP and TERRA satellites from NASA. We obtained satisfactory model results (KAPPA & TSS=0.901 and ROC=0.986) to detect the probability of presence and, hence, likely breeding areas based on environmental factors. These results show the importance of machine learning to identify hidden patterns in data. Future works will focus on extending the length of satellite imagery to build better trained and more robust models.*

Keywords: *desert locust, machine learning, plagues, satellite.*

1. INTRODUCCIÓN

La langosta del desierto es una especie de insecto que habita en zonas áridas del norte de África y Oriente Medio. Es capaz de aumentar rápidamente su población cuando se dan una serie de condiciones ambientales como episodios lluviosos o aumento en las densidades de vegetación (Hielkema et al., 1986; Tucker et al., 1985). A diferencia de otras muchas especies en el reino animal, tienen la capacidad de alterar su morfología y comportamiento como respuesta a cambios en la densidad de sus poblaciones (Despland et al., 2004). Las diversas etapas que componen su ciclo de vida varían en duración en función de las condiciones ecológicas predominantes, siendo la fase huevo una de sus etapas más críticas (Symmons y Cressman,2001).

La teledetección es una herramienta de gran utilidad para obtener información sensible de zonas inaccesibles o de muy difícil acceso, además de ofrecer una manera efectiva y poco costosa de monitorizar una amplia variedad de variables ambientales con cada vez mejores resoluciones espaciales y temporales (Melesse et al., 2007). Hasta el momento, los satélites y sensores más utilizados en la monitorización de hábitat de langosta del desierto han sido Aqua (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* - MODIS), Terra (MODIS), NOAA 15–17 (*Advanced Very High Resolution Radiometer* - AVHRR 3), SPOT 4 (VEGETATION1), Meteosat-8 (*Spinning Enhanced Visible and Infrared Imager* - SEVIRI) y las series Landsat. Más recientemente, nuevos satélites tales como *Soil Moisture Ocean Salinity* (SMOS) y Sentinel 1 están siendo utilizados para estimar la humedad del suelo. Con objeto de analizar la relación entre los avistamientos de langosta y los diversos valores de ciertas variables ambientales, se han utilizado unas herramientas numéricas llamadas modelos de distribución de especies, también conocidos por sus siglas en inglés "SDMs". Estos modelos se basan en algoritmos de *machine learning* con tremendas aptitudes para incorporar complejas interacciones entre variables predictoras (Anderson et al. 2006), siendo de esta manera capaces de trabajar con grandes volúmenes de datos (Robinson et al., 2014).

En este estudio, hemos desarrollado una metodología para identificar condiciones ecológicas favorables para la langosta del desierto en las primeras fases de su ciclo de vida (larvas o saltamontes) mediante observación espacial y técnicas de *machine learning*.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio y materiales

El área de estudio ha sido Mauritania. Es un país situado en el noroeste de África, en la zona conocida como Maghreb, cubriendo una extensión total de $1{,}03\times10^6$ km^2.

Según la clasificación climática de Koppen (Kottek et al., 2006), tiene dos climas bien diferenciados que son el clima cálido desértico (BWh) y el clima cálido semiárido (BSh). La precipitación es muy escasa y varía en función de la latitud y estación del año (Camberlin et al., 2001).

Se ha utilizado la base de datos RAMSES (*Recognition and Monitoring System of the Environment of Schistocerca*) para geo-localizar los avistamientos de langosta desde 2015 a 2017. Solamente hemos utilizado los avistamientos de ninfas en estado solitario por dos razones: 1) Al carecer de alas, las ninfas presentan una movilidad geográfica mucho más reducida que los adultos, 2) la fase solitaria de la langosta esta relacionada con condiciones ambientales favorables (Simpson et al., 1999). En total, se han seleccionado 750 avistamientos y se han generado 750 pseudo- ausencias siguiendo el método descrito en Gómez et al. (2019).

Las variables ambientales a monitorizar fueron el NDVI (MOD13Q1) y temperatura de suelo (MOD11A2) del TERRA-MODIS, y por otro lado la temperatura del suelo, humedades del suelo y LAI (SMAP L4 9 km *EASE-Grid Surface and Root Zone Soil Moisture* v3) estimadas por el SMAP. Para cada variable, se analizaron las condiciones precedentes (95 días) a cada registro de avistamiento, y se tomaron valores medios cada 16 días. De esta manera, se obtuvieron un total de 36 variables predictoras.

2.2. Métodos

Se ha utilizado la plataforma BIOMOD 2 (Thuiller et al., 2009) implementada en el software R. Esta herramienta permite el uso de diversos algoritmos de *machine learning* para modelar la relación entre presencias de una especie dada y las condiciones de su hábitat. Los algoritmos utilizados han sido: *Generalized Linear Model* "GLM", *Generalized Additive Model* "GAM", *Generalized Boosting Model* "GBM", *Classification Tree Analysis* "CTA", *Artificial Neural Network* "ANN", *Surface Range Envelope or Bioclim* "SRE", *Flexible Discriminant Analysis* "FDA", *Multiple Adaptive Regression Splines* "MARS", *Random Forest* "RF" y *Low Memory Multinomial Logistic Regression* "Maxent. Tsuroka".

La base de datos (avistamiento o pseudo-ausencias y condiciones ambientales) fue dividida de forma aleatoria de forma que el 80 % de los datos fueron utilizados para calibración y test de los modelos, y el 20% restante para evaluar de forma independiente la fiabilidad de los modelos frente a datos no utilizados en la fase de calibración. Posteriormente, los algoritmos que obtuvieron unos mejores resultados (TSS, *accuracy and kappa* <0.8 y ROC<0.9) fueron incluidos en unos modelos de tipo"Ensemble".

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los mejores resultados fueron obtenidos por el modelo *Ensemble Model Committee Averaging* (EMca) con los siguientes evaluadores métricos: KAPPA y TSS=0.901, ROC=0.986 (Figura 1). La variable más relevante fue la temperatura de suelo media medida por el SMAP entre 95 y 80 días antes del avistamiento. El rango de temperatura óptimo para la presencia de langosta sería entre los 32 y 37°C para el citado periodo. Otra variable que mostró ser de gran importancia fue el NDVI medido por el TERRA entre 16 días antes del avistamiento y el propio día del registro. Se ha encontrado que valores por encima de 0.12 proporcionarían a las ninfas de langosta suficiente cobertura vegetal para satisfacer sus necesidades básicas de alimentación y cobijo.

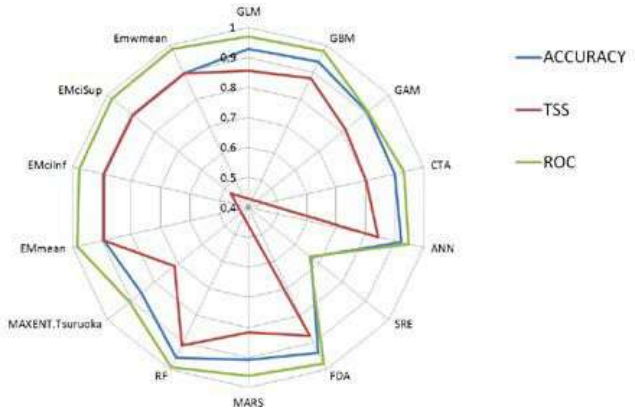


Figura 1. *Resultados de los modelos propuestos en términos de Accuracy, ROC y TSS.*

En términos generales, los modelos tipo "*ensemble*" han sido los que mejores resultados predictivos han obtenido (Figura 1). El modelo RF ha sido el que presenta me mejores resultados (de forma individual), contribuyendo en gran medida a los buenos resultados de los modelos tipo "*ensemble*".

Los resultados obtenidos en este trabajo ponen de manifiesto la importancia de incorporar diversas variables ambientales con distinta temporalidad en un mismo modelo. Además, el uso de diversos sensores a bordo de satélites de la NASA y del programa COPERNICUS de la ESA proporciona una valiosa información complementaria en términos de resolución espacial y temporal. A pesar de la complejidad que pudiera suponer el manejo de toda esa ingente cantidad de información, ha quedado patente las capacidades de los modelos de distribución de especies y algoritmos de *machine learning* para predecir avistamientos e identificar patrones ocultos en las variables predictoras.

4. CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo ponen de manifiesto el potencial de los métodos de observación de la Tierra para identificar condiciones favorables para la presencia de langosta del desierto en Mauritania.

5. BIBLIOGRAFÍA

Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., J Hijmans, R., Huettmann, F., A. Loiselle, B. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography 29 (2), 129–151.

Camberlin, P., Janicot, S., Poccard, I., 2001. Seasonality and atmospheric dynamics of the teleconnection between African rainfall and tropical sea-surface temperature: atlantic vs. ENSO. Int. J. Climatol. 21 (8), 973–1005.

Despland, E., Rosenberg, J., Simpson, S.J., 2004. Landscape structure and locust swarming: a satellite's eye view. Ecography 27 (3), 381–391.

Gómez, D., Salvador, P., Sanz, J., Casanova, C., Taratiel, D. y Casanova, J. L. (2019). Desert locust detection using Earth observation satellite data in Mauritania. Journal of Arid Environments, 164, 29-37.

Hielkema, J.U., Roffey, J., Tucker, C.J., 1986. Assessment of ecological conditions associated with the 1980/81 desert locust plague upsurge in West Africa using environmental satellite data. Int. J. Remote Sens. 7 (11),1609–1622.

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World map of the Köppen- Geiger climate classification updated. Meteorol. Z. 15 (3), 259–263.

Melesse, A.M., Weng, Q., Thenkabail, P.S., Senay, G.B., 2007. Remote sensing sensors and applications in environmental resources mapping and modelling. Sensors 7 (12), 3209–3241.

Robinson, T.P., Wint, G.W., Conchedda, G., Van Boeckel, T.P., Ercoli, V., Palamara, E., Gilbert, M., 2014. Mapping the global distribution of livestock. PLoS One 9 (5), e96084.

Simpson, S.J., McCaffery, A.R., Hägele, B.F., 1999. A behavioral analysis of phase change in the desert locust. Biol. Rev. 74, 461–480.

Symmons, P.M., Cressman, K., 2001. Desert Locust Guidelines: Biology and Behaviour. FAO, Rome.

Thuiller, W., Georges, D., Engler, R., Breiner, F., Georges, M.D., Thuiller, C.W., 2016. Package 'biomod2'.

Tucker, C.J., Hielkema, J.U., Roffey, J., 1985. The potential of satellite remote sensing of ecological conditions for survey and forecasting desert-locust activity. Int. J. Remote Sens. 6 (1), 127–138.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 513-516. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Estudio de la concentración de clorofila en el embalse de Itupararanga (Brasil) con imágenes Sentinel-2

Delegido, J.[(1)], Pompêo, M.[(2)], Rosa, A.H.[(3)], Moschini-Carlos, V.[(3)], Vicente, E.[(4)], Sòria-Perpinyà, X.[(4)], Soria, J.M.[(4)], Ruiz-Verdú, A.[(1)], Urrego, P.[(1)], Pereira-Sandoval, M.[(1)], Moreno, J.[(1)]

[(1)] Laboratori de Processament d'Imatges, Parque Científico de Paterna, Universidad de Valencia, 46980, Paterna, Valencia, España. Jesus.Delegido@uv.es

[(2)] USP, IB, Depto. de Ecologia, Butantã, São Paulo, SP – Brasil.

[(3)] UNESP, Campus de Sorocaba, SP, Brasil.

[(4)] Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia. 46980, Paterna, Valencia, España.

Resumen: Sentinel-2 (S2) está proporcionando imágenes de alta calidad radiométrica, con un tiempo de revisita y una configuración de bandas que lo hacen muy adecuado para el estudio de calidad de las aguas continentales. Su resolución de 10 y 20 m, junto a las nuevas bandas del *red-edge* permiten la estimación de parámetros biofísicos, como la concentración de clorofila [Chl-a], claves para estudiar la eutrofización y el estado ecológico de lagos y embalses. En este trabajo se han calibrado distintos índices para el estudio de la [Chl-a] en el embalse de Itupararanga, cerca de la ciudad de Sorocaba (Brasil) y que proporciona agua potable a su población. Para ello se han utilizado datos de campo medidos en el embalse a lo largo de 2017 y se han descargado imágenes S2 concomitantes con las fechas de muestreo. Estas imágenes han sido corregidas atmosféricamente con *Case 2 Regional Coast Colour* (C2RCC) y su versión para aguas turbias (C2X) observando que en este embalse es más adecuada la corrección con C2X. Finalmente el índice que mejores estadísticos presenta es el tri banda de Dall´Olmo (TBDO) con un ajuste lineal, con $R^2 = 0{,}49$ y RMSE = 4,4 mg/m^3. El cociente entre R_{705}/R_{665}, también presenta buenos estadísticos aunque ligeramente inferiores. Por último, aplicando la ecuación obtenida con TBDO a imágenes S2 a lo largo de 2017 y enero de 2018, se ha hecho un análisis temporal, relevando que cerca de la presa los niveles de [Chl-a] permanecen inferiores a 20 mg/m^3 durante todo el año, mientras que en la zona más oriental, con entrada de influentes, se observa una fuerte eutrofización en los meses de verano, llegando a alcanzar valores superiores a 70 mg/m^3.

Palabras clave: Sentinel-2, Itupararanga, clorofila, eutrofización, estado ecológico, TBDO.

Survey of chlorophyll concentration at Itupararanga reservoir (Brazil) with Sentinel-2 images

Abstract: *Sentinel-2 (S2) provides high radiometric quality images, which in combination with a short revisit time and their band configuration makes it suitable for the study of inland water quality. Its resolution of 10 and 20 m, together with the new red-edge bands allow the estimation of biophysical parameters, such as chlorophyll concentration [Chl- a], essential to survey the eutrophication and ecological status of lakes and reservoirs. In this work, different indices have been calibrated for the [Chl-a] survey in the Itupararanga reservoir, located near the city of Sorocaba (Brazil), which provides drinking water to its population. For this purpose, field data measured at the reservoir throughout 2017 have been collected and used along S2 concomitant images. These images have been atmospherically corrected with Case 2 Regional Coast Colour (C2RCC) and its version for turbid waters (C2X) noticing that for this reservoir the correction C2X is the appropriate. Finally, the index that provides the best statistics is the tri-band of Dall´Olmo (TBDO) using a linear adjustment, with $R^2 = 0.49$ and RMSE = 4.4 mg/m^3. The ratio R_{705}/R_{665}, also gives good statistics although slightly lower. Lastly, a temporal analysis applying the equation obtained with TBDO upon S2 images, throughout 2017 and January 2018, has been made, revealing that nearby the dam the levels of [Chl-a] remain below 20 mg/m^3 throughout the year, whereas in the most eastern zone, inflow water area, a strong eutrophication is observed in summer months, reaching values higher than 70 mg/m^3.*

Keywords: *Sentinel-2, Itupararanga, chlorophyll, eutrophication, ecological-status, TBDO.*

1. INTRODUCCIÓN

La importancia del estudio de la calidad de agua de lagos y embalses es reconocida en todo el mundo a causa de las necesidades humanas del agua, tanto para el abastecimiento de la población como para la agricultura, pero también forma parte fundamental de los estudios medioambientales. El desarrollo de la teledetección permite hacer estos estudios de forma sencilla y con bajo coste, sobre todo desde la incorporación de imágenes gratuitas como las proporcionadas por Sentinel-2 (S2). Estos satélites, que forman parte del programa Copernicus de la Comisión Europea, están proporcionando imágenes de alta resolución espacial (10 y 20 m), gran calidad radiométrica y resolución espectral adecuada para el estudio de las aguas. Por todas estas razones, durante las últimas décadas se han desarrollado diferentes métodos para el estudio de la calidad de aguas por teledetección (Matthews, 2011). Uno de los parámetros más estudiados ha sido la concentración de clorofila-a [Chl-a] debido a su respuesta espectral y al hecho de que es un parámetro clave en estudios de eutrofización (Soria et al., 2019).

La baja reflectividad del agua hace que el proceso de corrección atmosférica sea fundamental en los estudios de calidad del agua, por lo que se están desarrollando diferentes métodos, algunos de ellos específicos para el agua, para imágenes S2. Entre ellos se incluye el *Case 2 Regional Coast Colour* (C2RCC) (Brockmann et al., 2016), disponible en el software libre de la ESA, SNAP, para el procesado de imágenes Copernicus, y basado en una gran base de datos derivada de simulaciones con modelos de transferencia radiativa invertidas por redes neuronales. En SNAP hay dos opciones diferentes: C2RCC Nets (para aguas claras) y C2X Nets (aguas turbias), que llamaremos a partir de ahora C2RCC y C2X.

En Brasil hay una serie de grandes lagos y embalses, entre ellos el embalse Itupararanga, que se encuentra cerca de la ciudad de Sorocaba y que abastece de agua a una población de unas 800.000 personas, con una capacidad de almacenamiento de 286 millones de metros cúbicos de agua (Taniwaki et al., 2013).

El objetivo de este trabajo es calibrar un índice para desarrollar un método operativo para elaborar mapas de [Chl-a] a partir de imágenes S2 y seleccionar la corrección atmosférica adecuada entre C2RCC y C2X.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Zona de estudio y datos de campo

El embalse Itupararanga fue construido en 1912 para generar electricidad (Moraes et al., 2013). Se encuentra cerca de la ciudad de Sorocaba al oeste de Sao Paulo (Figura 1) en la cuenca del río Sorocaba, y tiene gran importancia en la regulación de este río y en el abastecimiento de agua de la región (Taniwaki et al., 2013). Como datos de campo disponemos de datos medidos en 7 puntos durante los meses de diciembre de 2016, marzo, agosto, octubre y diciembre de 2017.

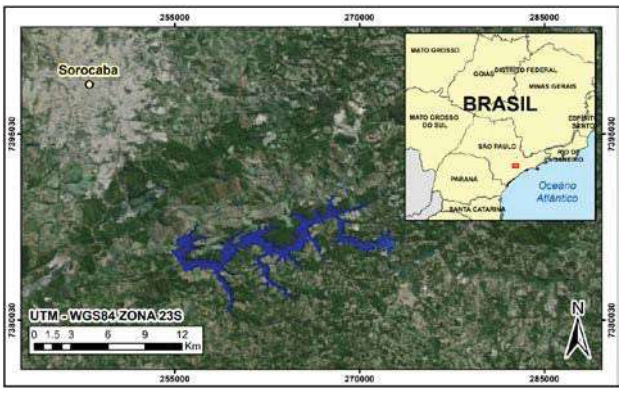


Figura 1. *Mapa de situación del embalse Itupararanga.*

2.2. Tratamiento de imágenes y calibración de índices

Se han descargado 12 imágenes S2, nivel L1C del servidor de la ESA (*Open Access Hub*) con fechas entre el 6 de diciembre de 2016 y el 5 de enero de 2018 y con baja nubosidad en el embalse. Las imágenes se remuestrearon a 20 m y se corrigieron con C2RCC y C2X por separado, dejando por defecto los parámetros proporcionados que pueden ser variados en SNAP. Posteriormente fueron remuestreadas a 60 m para extraer el espectro del píxel más próximo a las coordenadas de cada punto de medida. A cada espectro se le ha asignado el valor de [Chl-a] del mes de la fecha. En los casos en que la fecha de toma de la imagen no coincidiera con ningún mes de medida, se le ha asignado el valor interpolado entre los dos meses más cercanos.

Se calcularon los siguientes índices:

$$R_{705}/R_{665} \quad (1)$$

$$TBDO = R_{740}(1/R_{665} - 1/R_{705}) \quad (2)$$

$$R_{443}/R_{560} \quad (3)$$

$$R_{490}/R_{560} \quad (4)$$

El cociente R_{705}/R_{665} ha sido muy utilizado por diferentes autores para la estimación de la clorofila (Matthews, 2011), entre ellos por Moses et al. (2009), obteniendo buenos resultados en aguas turbias con otros sensores. El modelo tri-banda (Dall'Olmo et al., 2003), o TBDO ha sido utilizado en abundantes estudios de teledetección mostrando un buen poder predictivo para el estudio de la clorofila (Soria et al., 2019). Los cocientes R_{443}/R_{560} y R_{490}/R_{560} se usan en los algoritmos empíricos *Ocean Color* OC2 y OC3, desarrollados para la estimación de clorofila por teledetección en aguas costeras (O'Reilly et al., 2000).

Tras el cálculo de los índices, fueron representados gráficamente los valores de [Chl-a] medida *in situ* frente a cada uno de estos índices, tanto para la corrección C2RCC como C2X y se calcularon los estadísticos (R^2 y RMSE) de cada uno de estos ajustes, tanto lineales como logarítmicos, exponenciales o polinómicos.

3. RESULTADOS

3.1. Obtención de [Chl-a] con Sentinel-2

En la Figura 2 se han representado 6 espectros obtenidos de S2 con valores diferentes de [Chl-a] con las dos correcciones atmosféricas: C2RCC para aguas claras (Figura 2 parte superior) y C2X para aguas más turbias (inferior). Como se observa en la figura, los espectros C2RCC son nulos a partir de 750 nm pues el método asume que el agua pura no refleja nada a partir de esa longitud de onda, perdiendo el pico típico en 705 nm causado por la clorofila y que se observa bien en los espectros C2X. De aquí podemos deducir que para este embalse, la corrección C2X es la adecuada.

Por otra parte, se han calculado todas las correlaciones entre [Chl-a] medida en campo y los índices estudiados.

Con los índices calculados a partir de los espectros obtenidos con C2RCC, no se obtienen correlaciones significativas, incluso se observan tendencias contrarias a las esperadas, lo que confirma que esta corrección atmosférica no sirve para este embalse. Sin embargo, las correlaciones con C2X muestran resultados mejores. En la Figura 3 se ha representado la mejor correlación, que ha sido obtenida con el índice TBDO.

Por tanto, la [Chl-a] del embalse Itupararanga se puede calcular a partir de S2 con la siguiente ecuación:

$$[\text{Chl-a}]\ (\text{mg/m}^3) = 67{,}645\ TBDO + 16{,}089 \quad (5)$$

Donde TBDO se calcula aplicando la Ecuación 2 a la imagen S2 corregida atmosféricamente. La Ecuación 5 permite la estimación de la [Chl-a] con un RMSE de 4,4 mg/m^3.

También con el cociente R_{705}/R_{665} se obtuvieron buenas correlaciones, pero ligeramente inferiores al TBDO (R_2=0,49; RMSE=4,6 mg/m^3).En este caso la relación obtenida fue

$$[\text{Chl-a}]\ (\text{mg/m}^3) = 18{,}776\ R_{705}/R_{665} - 2{,}085 \qquad (6)$$

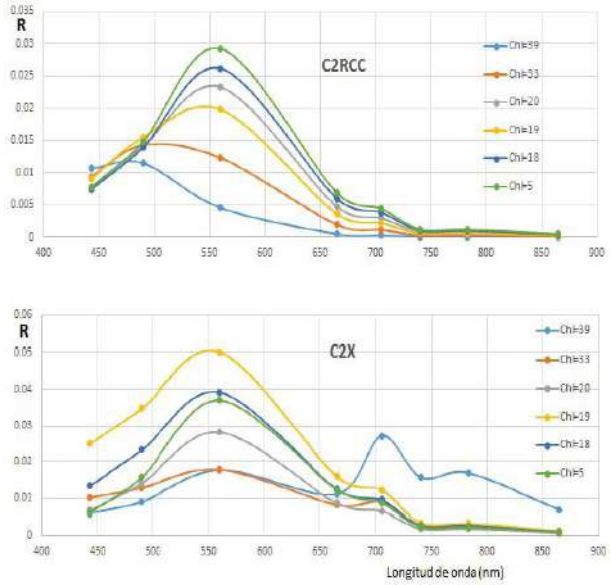


Figura 2. *Espectros de 6 píxeles con diferente [Chl-a] (en mg/m^3) corregidos con C2RCC y C2X.*

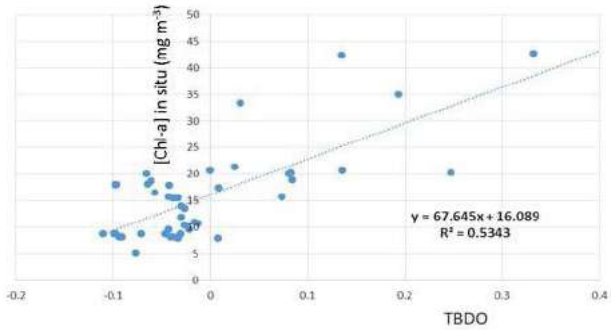


Figura 3. *[Chl-a] (en mg/m^3) frente al índice TBDO obtenido de las imágenes S2 corregidas con C2X.*

Los índices de las fórmulas 3 y 4, base de los métodos Ocean Color OC2 y OC3 obtuvieron correlaciones muy bajas, debido al hecho de que estos algoritmos fueron desarrollados para aguas marinas con baja [Chl-a].

En la Figura 4 se muestra un mapa de [Chl-a] aplicando la ecuación (5). Se muestran también los puntos en los que fueron tomadas las medidas *in situ*. En el mapa se observan los valores más altos en la zona Este, en la desembocadura del río Pirajibú-Mirim, que coincide con los valores obtenidos in situ en el punto de medida P1. La causa posible es que este río aporte aguas contaminadas por las poblaciones cercanas. Los valores de [Chl-a] más bajos en todo el embalse, se obtienen junto a la presa, que se encuentra en la parte más occidental, cercana al punto de medida P7.

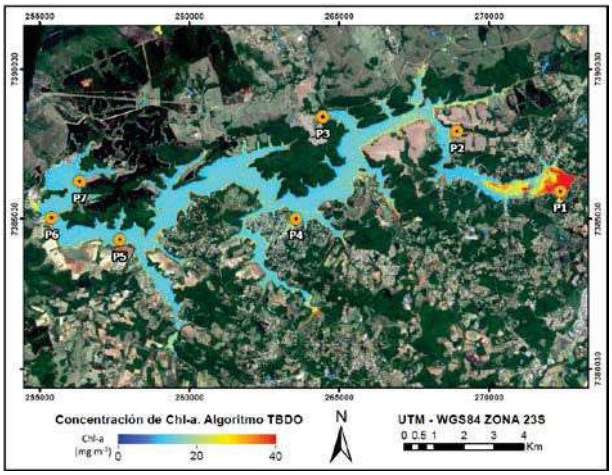


Figura 4. *Mapa de [Chl-a] (en mg/m^3) del embalse Itupararanga obtenida de S2 del 14 de Octubre de 2017 mostrando los puntos de muestreo.*

3.2. Análisis multitemporal

Con el fin de hacer un análisis multitemporal para observar si existe algún patrón de variación interanual, se han procesado imágenes a lo largo de todo 2017 y Enero de 2018. Se ha calculado la [Chl-a] aplicando la ecuación (5) y se han representado los valores obtenidos de [Chl-a] en los puntos de medida P1, P2 y P7 en función del día del año. En la Figura 5 se muestran los resultados. En esta gráfica se observa que en el punto P7, cercano a la presa y en estado oligotrófico, la variación es muy pequeña a lo largo de todo el año manteniéndose en valores entre 10 y 15 mg/m^3.

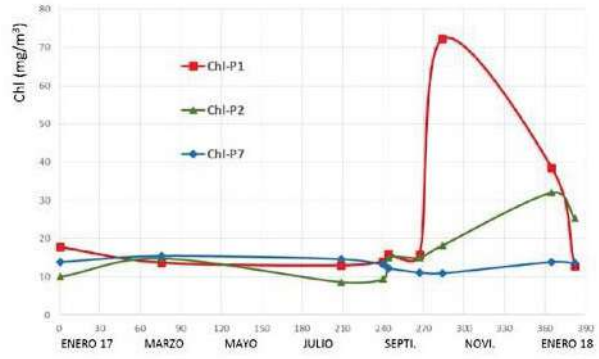


Figura 5. *Evolución temporal en 2017 de [Chl-a] (mg/m^3) del embalse de Itupararanga en los puntos P1, P2 y P7 obtenidos de S2, en función del día del año.*

Sin embargo en el punto de medida P1, situado cerca de la desembocadura del río Pirajibú-Mirim, se observa un claro aumento de la eutrofización en los meses de verano. Estos resultados coinciden con el comportamiento observado por otros autores, que explican la rápida eutrofización de la parte este del Embalse de Itupararanga a causa del uso del suelo y aporte de residuos orgánicos en la Cuenca alta del Alto Sorocaba y por la persistencia de algas en este embalse, que proliferan durante todo el verano (Moraes et al., 2013). En este estudio se muestran patrones temporales similares en 2017 con los obtenidos en 2007 por Moraes et al. (2013, 2014). El punto P2, que

es el más cercano a P1, también muestra un ligero aumento de la eutrofización en verano, mucho menor que P1, que demuestra la resiliencia del embalse (Moraes et al., 2013).

4. CONCLUSIONES

El embalse Itupararanga, de gran importancia para la población de la región de Sao Paulo, puede ser estudiado de manera sistemática a partir de las imágenes S2. Para ello, las imágenes deben ser corregidas atmosféricamente usando el algoritmo C2RCC incluido en el software SNAP de la ESA, usando la opción C2X para aguas turbias. Con ello, aplicando el algoritmo TBDO recalibrado con datos de campo obtenidos en el embalse, puede ser estimada la [Chl-a] con un error RMSE = 4,4 mg/m^3. Con esta ecuación, se ha hecho un análisis temporal en 2017 observando la eutrofización en verano del embalse en la parte más oriental, mientras en la parte más occidental, cerca de la presa, el estado es oligotrófico todo el año, coincidiendo con otros estudios.

Aunque estos primeros resultados son prometedores, proporcionando un método operativo para el seguimiento ecológico del embalse, un método más preciso con menor error puede ser obtenido si se dispone de una serie de datos coincidentes en el tiempo con las imágenes de satélite, y la incorporación de otros componentes ópticamente activos del agua.

5. AGRADECIMENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a los proyectos Fapesp proc. 2016/224528-2 y Fapesp: 2016/17266-1.

6. BIBLIOGRAFÍA

Brockmann, C., Doerffer, R., Peters, M., Kerstin, S., Embacher, S., Ruescas, A. Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. In Proceedings of the "ESA Living Planet Symposium 2016", Prague, Czech Republic, 9–13 May 2016.

Dall'Olmo, G., Gitelson, A., Rundquist, D., 2003. Towards a unified approach for remote estimation of chlorophyll-a in both terrestrial vegetation and turbid productive waters. Geophysical Research Letters, 30(18). DOI:10.1029/2003GL018065

Matthews, M. W. 2011. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. International Journal of Remote Sensing, 32 (21), 6855–6899. DOI: 10.1080/01431161.2010.512947

Moraes Pedrazzi, F.J., da Conceição, F.T., de Souza Sardinha, D., Moschini-Carlos, V., Pompêo, M., 2013. Spatial and temporal quality of water in the Itupararanga Reservoir, Alto Sorocaba Basin (SP), Brazil. Journal of Water Resource and Protection 5 (1), 64.

Moraes Pedrazzi, F.J., da Conceição, F.T., de Souza Sardinha, D., Moschini-Carlos, V., Pompêo, M., 2014. Avaliaçao da qualidade da água no reservatório de Itupararanga, bacia do Alto Sorocaba (SP). São Paulo, UNESP, Geociências, v. 33, n. 1, p.26-38.

Moses, W.J., Gitelson, A.A., Berdnikov, S., Povazhnyy, V., 2009. Estimation of chlorophyll-a concentration in case II waters using MODIS and MERIS data— Successes and challenges. Environ. Res. Lett., 4.

O'Reilly, J. E., Maritorena, S., Mitchell, B. G., Siegel, D.A., Carder, K. L. et al. 2000. Ocean color chlorophyll-a algorithms for SeaWiFS, OC2, and OC4: Version 4. SeaWi-FS postlaunch calibration and validation analyses, Part, 3: 9–23.

Pereira-Sandoval, M., A.B. Ruescas, E.P. Urrego, J. Delegido, A. Ruiz-Verdú,C. Tenjo, X. Soria- Perpinyà, E. Vicente, J. Soria, R. Peña y J. Moreno, 2018. Evaluación de métodos de corrección atmosférica sobre imágenes Sentinel2-MSI en aguas continentales. XVIII Simposio Internacional de la Sociedad Latinoamericana de Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial, Noviembre de 2018, La Habana, Cuba.

Sòria-Perpinyà, X., Urrego, P., Pereira-Sandoval, M., Ruiz-Verdú, A., Peña, R., Soria, J.M., Delegido, J., Vicente, E., Moreno, J., 2019. Monitoring the ecological state of a hypertrophic lake (Albufera of València, Spain) using multitemporal Sentinel-2 images. Limnetica, 38(1): 457-469.

Taniwaki, R.H., Emílio Magrin, A.G., Calijuri, M.C., Moschini-Carlos, V., 2013. Biomass and elemental composition (C, N, H) of the periphytic community attached to *Polygonum punctatum* Ell. in a subtropical reservoir and its relationship to environmental factors. Limnetica, 32 (2): 189-200.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 517-520. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Validación de los datos de humedad de suelo de la ESA CCI para la predicción del almacenamiento de agua en la región Norte de Portugal

Hernández, Z.[(1)], Royer, A.C.[(2,3)], de Figueiredo, T.[(2)], Fonseca, F.[(2)], Costa-Araujo-Schütz, F.[(3)]
[(1)] Universidad de La Laguna, Facultad de Ciencias, La Laguna, España.
[(2)] Instituto Politécnico de Bragança (IPB), Centro de investigación de Montaña (CIMO), Portugal. tomasfig@ipb.pt
[(3)] Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Medianeira, Brasil.

Resumen: En las regiones donde no existen series temporales históricas de datos pluviométricos, es muy difícil la previsión del balance hídrico del suelo. Entre las variables que lo conforman, el almacenamiento de agua en el suelo (o agua útil) es la cantidad de agua real disponible para las plantas (mm), una vez descontadas las pérdidas por evaporación, percolación o escorrentía. Los datos de humedad de suelo de la Agencia Espacial Europea (ESA), obtenidos con diferentes sensores radar (2-5 cm), proveen una secuencia histórica de datos diarios con una resolución espacial de 25 km. El objetivo de este trabajo consiste en validar la información de los datos obtenidos por satélite con los valores reales de las estaciones meteorológicas del balance hídrico del suelo. Se elige como área de estudio el noreste de Portugal (6.608 km^2) donde existe una alta susceptibilidad a la desertificación, peligro de incendios o riesgo de degradación de suelos. Para esta región, se obtienen los datos combinados de la ESA, producto de sensores de radar activos y pasivos, para un periodo de 9 años (2003-2011). Así como los datos de agua en el suelo de la estación meteorológica de Santa Apolonia, Bragança, para el periodo mismo periodo. Se compararon los valores medios mensuales reales con los datos por satélite de la ESA en la serie temporal. Se obtuvieron buenas correlaciones (R^2 de 0,66-0,83) entre los datos mensuales de ambas variables para los 9 años de estudio, lo que permitió testar el balance hídrico del suelo. Con todo, se comprueba la fortaleza de los datos de satélite de humedad de suelo de la ESA para el cálculo del balance hídrico mensual, lo que permitirá realizar predicciones mensuales de sequía más certeras en regiones donde no hay registro meteorológico o es escaso.

Palabras clave: radar, Thornthwaite-Matter, balance hídrico, evapotraspiración, sequía, desertificación.

Validation of ESA CCI soil moisture data in order to estimate the water holding capacity in the north region of Portugal

Abstract: *In regions where there are not historical time series of rainfall data, it is very difficult to estimate the soil water balance. Among the variables that make it, the soil water holding capacity (w) is the amount of water available to the plants (mm), once the losses due to percolation or runoff have been deducted. The soil moisture data of the European Space Agency (ESA), obtained with different radar sensors (2-5 cm), provide a historical sequence of daily information by a spatial resolution of 25 km. The aim of this work is to validate the information of the data obtained by satellite with the meteorological stations values of the soil water balance. The northeast area of Portugal is chosen as the study area (6,608 km^2) where there is a high susceptibility to desertification, fire hazard or risk of soil degradation. The combined data of ESA soil moisture (SM), from active and passive radar sensors, are obtained for 9 years (2003-2011). As well as the data of water balance from meteorological stations for the same period. The mean monthly values of w were compared with the SM data of the ESA in the time series. High correlations ($R^2$of 0.66-0.83) were obtained between the monthly data of w and SM for 9 years of study, which allowed estimating w. The strength of the soil moisture satellite data of the ESA was confirmed for the calculation of w. This method will allow making monthly predictions of drought in regions where not historical meteorological series exist.*

Keywords: *radar, Thornthwaite-Matter, water balance, evapotranspiration, drought, desertification.*

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Los datos de humedad del suelo de la ESA

La humedad del suelo es un parámetro crucial para un gran número de aplicaciones, incluidas la predicción del clima, la previsión de inundaciones, la evaluación de la sequía o la gestión de los recursos hídricos. Existe una red internacional que proporciona una base de datos de medidas *in situ* de humedad de suelo. Esta base de datos es esencial para validar y mejorar las observaciones de satélites globales y los modelos de superficie terrestre (Dorigo et al., 2017). Para el norte de la Península Ibérica, sólo están disponibles los datos de la red de estaciones REMEDHUS (Dorigo et al., 2013).

Por otro lado, los datos de humedad del suelo de la ESA CCI (https://www.esa-soilmoisture-cci.org/) combinan varios productos de microondas activos y pasivos, con una resolución temporal diaria y espacial de 25 km. Un producto activo obtenido con dispersómetros de la banda C (ERS 1/2 y ASCAT), un producto pasivo cuyas temperaturas de brillo se pueden derivar de varios sensores de microondas con diferentes características radiométricas (SMMR de Nimbus, TRMM, TMI, MIRAS, SMOS, AMSR-E del satélite AQUA) y un producto combinado de microondas activo + pasivo: el SM-MW lanzado en junio de 2012 por la Universidad de Tecnología de Viena. ElSM-MW se generó utilizando productos activos y pasivos de humedad del suelo,

derivados de los anteriores, además de contar con varios sensores satelitales nuevos (como SMOS y SMAP) que incorporan la frecuencia de banda L (1.4 GHz) con mejor capacidad para penetrar en la vegetación que las frecuencias de la banda C y X. Y extiende su cobertura temporal hasta el período 1978-2016.

1.2. Aplicaciones para detectar sequía

La falta de humedad del suelo, también conocida como sequía agrícola, puede ser impulsada por la falta de precipitación y/o aumento de la evapotranspiración. Antes de que los datos satelitales de humedad del suelo estuvieran disponibles, se empleaban los datos de las estaciones meteorológicas para el desarrollo de índices de monitoreo de sequía. Uno de los más conocidos, aunque principalmente es un indicador de sequía meteorológica y no de sequía agrícola, es el índice de precipitación estandarizado (SPI). En escalas de tiempo cortas, la SPI está estrechamente relacionada con la humedad del suelo, mientras que en escalas de tiempo más largas, puede relacionarse con el contenido de agua en el suelo.

La capacidad de almacenar agua en el suelo (A) se refiere al agua útil que es capaz de absorber el sistema radical de las plantas. Esto es, la diferencia entre la capacidad de campo y el punto de marchitez permanente. Se han expresado inquietudes acerca de la utilidad de estos índices como medida de la sequía. En este sentido, el balance hídrico, según Thornthwaite-Matter, no sólo incluye el agua almacenada en el suelo sino la pérdida potencial de agua por la diferencia entre evapotranspiración y precipitación, así como el déficit y el superávit de agua que podría perderse por infiltración a capas profundas o escorrentía superficial.

Los datos de humedad de suelo de la ESA CCI (SM) se han utilizado en numerosos estudios para evaluar su potencial en modelos hidrológicos y de superficie a escala de parcela (Wagner et al., 2007; Todisco et al., 2015). Ante la carencia de secuencias históricas de datos meteorológicos fiables y la abundancia de datos satelitales, el objetivo de este trabajo consiste en validar la información de datos satelitales de SM de la ESA con los datos de almacenaje de agua en el suelo obtenidos mediante la aplicación del balance hídrico que se calcula con datos reales de las estaciones meteorológicas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Se elige como área de estudio el distrito de Bragança, localizado en la región del Nordeste de Portugal, entre 41-42°LN y 7-6°W, siendo la división administrativa de mayor representación de áreas susceptibles a la desertificación del norte del país, situación agravada por las sequías y el abandono de las tierras de cultivo, con el consecuente incremento del riesgo de incendios forestales. La región ocupa una superficie total de 6608 km², con una altitud máxima de 1000 m (Montesino). Se localiza en la zona mediterránea continental, con un clima árido a semiárido. Las lluvias se concentran casi totalmente en los meses de primavera e invierno. Presenta abundancia de suelos pobres o poco desarrollados sobre rocas graníticas, esquistos o ultrabásicas (Figueiredo et al, 2015; Cavalli et al, 2019) (Figura 1).



Figura 1: *Delimitación geográfica del área de estudio del distrito de Bragança, noreste de Portugal.*

2.2. Procesado de datos de satélite

Se utilizaron los datos combinados de la ESA: producto SM (https://www.esa-soilmoisture-cci.org/) que proveen datos de humedad de suelo (volumen de agua, $m^3 \cdot m^{-3}$) en píxeles de 25 km, para el periodo de estudio comprendido entre 2003-2011. Para cada mes en estudio, se calcularon valores medios mensuales de SM, siendo el criterio utilizado la media de tres valores diarios (principio, mitad y final de mes). Se utilizó el SNAP para el procesado de los datos de satélite.

2.3. Análisis de datos meteorológicos

Como representativa de la región, y teniendo en cuenta la calidad de las series disponibles, se emplearon los datos meteorológicos mensuales (temperaturas medias y precipitaciones) de la estación meteorológica de Bragança-Santa Apolóbia (Campus del IPB), ubicada en la región noreste de Portugal, para el periodo de 2013-2011. El almacenamiento de agua (A, con un máximo de 100 mm) se calculó a partir del balance hídrico mensual, aplicando los procedimientos de Thornthwaite y Matter (1955), con los datos de precipitación y evapotranspiración de referencia, estimada según Thornthwaite (1948). Se realizan correlaciones entre los datos de A del balance hídrico mensual y los datos satelitales de SM de la ESA para el mismo periodo de tiempo e para el píxel correspondiente. Se emplea el programa estadístico Staph 5.0.

3. RESULTADOS

Los valores mensuales de A y SM representados en la Figura 2 para el periodo de estudio de 2003-2011, muestran cómo los valores de humedad de suelo, SM (%) aumentan o disminuyen según lo haga la variable de almacenamiento de agua, A (mm). Siendo marzo-abril los meses donde se almacena más agua en el suelo y agosto-septiembre los meses más seco. El método de Thornthwaite-Matter considera que el almacenamiento de agua máximo en el suelo es

de 100 mm, y cuando los valores de A llegan a este valor, el suelo se satura (se encuentra a la capacidad de campo), momento a partir del cual se producen pérdidas de agua por escorrentía superficial y/o infiltración en profundidad.

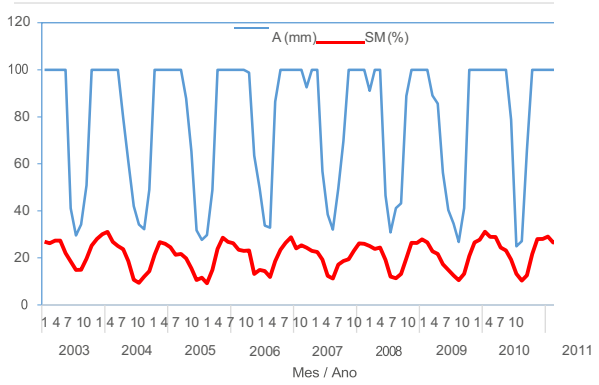


Figura 2. *Valores mensuales del almacenamiento de agua en el suelo (A) y la humedad de suelo (SM) obtenida por satélite en el periodo de estudio (Estación de Bragança - Santa Apolónia; Amax = 100 mm).*

La Tabla 1 presenta los resultados de la correlación lineal entre la variable real (A) y los datos de satélite (SM) para cada uno de los años en estudio, así como el valor agregado de los 9 años. Se observa que la correlación es mayor (R^2 de 0,91 en el año 2009) si se compara el modelo linear con el modelo logístico. El límite superior de A de 100 mm, típico de los meses más húmedos, sugiere el ajuste a una función logística o, en alternativa, a una función lineal dividida en dos tramos, por lo tanto condicionada al valor de SM en el eje de las abscisas. El valor adoptado fue SM = 22,4%, para lo cual la suma de los percentiles respectivos en los dos grupos de meses es igual a 100 (Figura 3). La correlación es alta si el modelo de regresión linear es condicionado para valores de SM < 22,4%, momento a partir del cual A se mantiene constante.

Tabla 1. *Parámetros de regresión entre los datos de humedad de suelo (SM, %) y el almacenamiento de agua en el suelo (A, mm) de 2003-2011, según dos modelos.*

	Modelo logístico $A = 100.(1 + e^{a+b.SM})^{-1}$			Modelo linear $A = a + b.SM$		
Año	R^2	b	a	R^2	b	A
2003	0,835	-0,631	10,318	0,861	5,366	-45,94
2004	0,768	-0,439	5,513	0,888	3,749	-1,860
2005	0,860	-0,525	6,512	0,886	4,527	-11,72
2006	0,890	-0,556	7,554	0,816	4,308	-8,280
2007	0,605	-0,590	8,134	0,830	5,370	-29,07
2008	0,785	-0,522	7,320	0,881	4,523	-16,96
2009	0,814	-0,502	7,114	0,915	4,536	-18,69
2010	0,830	-0,442	5,310	0,763	3,509	4,361
2011	0,635	-0,426	5,047	0,663	3,319	8,415
2003	0,762	-0,491	6,483	0,802	4,096	-7,884
a			Para meses con SM<22,4% (N=53)			
2011	-	-	-	0,64	5,14	-24,39

Por otro lado, la Figura 4 representa el ajuste de los valores de la ecuación de calibración del parámetro A, calculado a partir de los datos satelitales de SM, en función de si se emplea un modelo logístico o lineal condicionado (para SM < 22,4% se obtiene A de la ecuación en la Tabla 1; para SM > 22,4%, A = 100 mm). Mientras la correlación lineal no sea elevada para los datos de SM < 22,4%, los resultados globales del ajuste entre los valores de A reales y los valores de A* estimados a partir de modelo de calibración con datos satelitales de SM, son mejores cuando se emplea el modelo lineal condicionado frente al modelo logístico (R^2 0,83 *vs*. 0,67) (Figura 5). El error estándar de estimación es menor en el modelo linear condicionado (12,5 mm) comparativamente al logístico (15,6 mm).

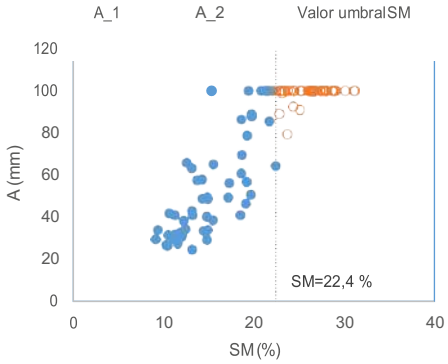


Figura 3. *Relación entre SM y A, separando dos grupos de meses (A1 y A2) por el valor de SM=22,4%.*

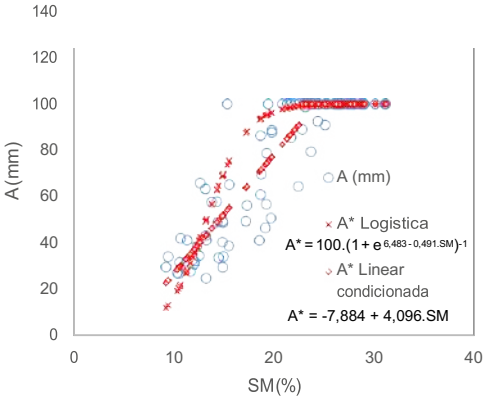


Figura 4. *Comparación de valores de A reales y estimados con datos SM aplicando dos modelos: función logística y linearcondicionada.*

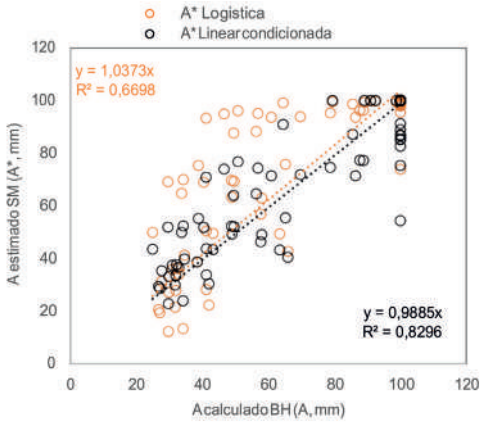


Figura 5. *Estimación de A calculado según Balance hídrico (BH) e estimado (A*) con datos de satélite de SM aplicando dos modelos: función logística o linear condicionada.*

4. CONCLUSIONES

La utilización de los datos de humedad de suelo (SM) de la ESA CCI para el periodo de estudio (2003-2011) permitió estimar el valor de agua almacenada en el suelo (A, en mm). Se obtuvieron altas correlaciones entre los datos de satélite y los de la estación meteorológica de Bragança-Santa Apolónia, que se estiman transferibles para locales climáticamente similares en la región noreste de Portugal. Estos resultados son de interés para establecer una metodología de monitorización del almacenamiento de agua en el suelo, puesto que está expresado en altura equivalente o volumen de agua por unidad de área superficial, con consecuencias importantes para el seguimiento del déficit hídrico de cultivos agrícolas y de índices de sequía, relevantes en regiones susceptibles a la desertificación.

5. BIBLIOGRAFÍA

Cavalli, A., Figueiredo, T., Fonseca, F., Hernandez, Z. 2019. Incêndios e áreas ardidas nos últimos 25 anos no Distrito de Bragança, Portugal: análise e estimativa de consequências para o recurso solo. Territorium, 26 (I), 123–132.

Dorigo W.A., Wagner W., Albergel, C., et al. 2017. ESA CCI Soil Moisture for improved Earth system understanding: State-of-the art and future directions. Remote Sensing of Environment, 203, 185–215.

Dorigo, W.A., Xaver, A., Vreugdenhil, M., Gruber, A., Hegyiová, A., Sanchis-Dufau, A.D., Zamojski, D., Cordes, C., Wagner, W. 2013. Global Automated Quality Control of In Situ Soil Moisture Data from the International Soil Moisture Network. Vadose Zone Journal, 12 (3), vzj2012.0097.

Figueiredo, T., Fonseca, F., Nunes, L. 2015. Os solos e a suscetibilidade à desertificação no NE de Portugal. In Proteção do Solo e Combate à Desertificação: oportunidade para as regiões transfronteiriças, pp.87–100. Ed. by T. Figueiredo, F. Fonseca y L. Nunes, Instituto Politécnico de Bragança, Portugal.

Thorntwaite, C. W. 1948. An approach toward a rational classification of climate, Geographical Review, New York, n. 1, p. 55–94.

Thornthwaite, C.W., Mather, J.R. 1955. The water balance. Publication in Climatology, Laboratory of Climatology, Centerton, v. 8, n.1.

Todisco, F., Brocca, L., Termite, L.F., Wagner, W. 2015. Use of satellite and modeled soil moisture data for predicting event soil loss at plot scale. Hydrology Earth Systems Sciences, 19, 3845–3856.

Wagner, W., Naeimi, V., Scipal, K., de Jeu, R., Martínez-Fernández, J. 2007. Soil moisture from operational meteorological satellites. Hydrogeology Journal, 15, 121–131.

Teledetección: hacia una visión global del cambio climático
(Eds. Luis A. Ruiz, Javier Estornell, Abel Calle y Juan Carlos Antuña-Sánchez). pp. 521-524. 2019. ISBN: 978-84-1320-038-5

Monitoreo del estado hídrico de la sabana del Parque Kruger (Sudáfrica) mediante Sentinel 2 y MODIS-Sentinel 3

Andreu, A.[1,2], Dube, T.[3], Hülsmann, S.[4], Carpintero, E.[2], Mudau, A.E.[5], González-Dugo, M.P.[2]
[1] Department of Environmental Science, Policy and Management University of California, Berkeley, USA.
anandreum@posteo.net
[2] IFAPA - Área de Ingeniería y Tecnología Agroalimentaria, Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural, Centro Alameda del Obispo, Apdo. 3092 14080-Córdoba, España.
[3] Institute for Water Studies, Dept. of Earth Sciences, University of Western Cape, Private Bag X17, Bellville 7535, Sudáfrica.
[4] Earth Observation Research Group, Natural Resources and Environment, Council for Scientific and Industrial Research - CSIR, Pretoria, Sudáfrica.
[5] UNU-FLORES, Ammonstrasse 74, 01067, Dresden, Alemania.

Resumen: Las sabanas semiáridas son sustento para la población rural, ganado, fauna y flora silvestre, además de ser claves para el desarrollo de la economía rural. La estabilidad de este ecosistema es crítica a diferentes escalas, influyendo tanto en el balance hídrico regional, como en la regulación de procesos globales. La precisión, resolución y exactitud de la información requerida para el manejo de sus recursos hídricos difiere en relación a la escala, desde la local (evaluación de las prácticas agrarias, densidad de ganado y/o fauna, impacto del pastoreo), hasta la de cuenca (detección de zonas vulnerables, detección temprana de la sequía). La fortaleza del marco propuesto es la idoneidad para cubrir todas estas capas de la gestión agroforestal. La hipótesis es que el índice de estrés de los ecosistemas (ESI), expresado como el cociente entre la evapotranspiración (ET) real a potencial, puede ser utilizado para re-escalar las estimaciones de ET real a escala mas fina. Se utilizan dos modelos de estimación de ET: el KC-FAO56 que integra los coeficientes de cultivo basados en la reflectancia (Sentinel 2) para derivar la ET sin estrés a resolución espacial alta; y el modelo de balance de energía en superficie de dos fuentes -TSEB, que integra la temperatura radiométrica superficial (MODIS-Sentinel 3), para determinar el estrés hídrico a resolución espacial baja. Esta herramienta se validó previamente en una torre de flujos de covarianza en el Parque Nacional Kruger (Sudáfrica) con buenos resultados. En este estudio, la aplicación integrando datos de Sentinel 2 produjo mapas sobre las condiciones hídricas de la sabana, reflejando la heterogeneidad de la zona. En este documento se exploran los productos generados, determinando la posible combinación de escala temporal y espacial más relevante.

Palabras clave: evapotranspiración, modelo KC-FAO56, modelo TSEB, Sentinel 2, Sentinel 3.

Monitoring water state of Kruger Park savanna (Sudafrica) using Sentinel 2 and MODIS-Sentinel 3

Abstract: *Semi-arid savanna sustains wildlife, livestock production, and livelihoods, and they are key for rural economy development. The stability of this ecosystem is critical on different scales, influencing not only the regional hydrological balance, but also regulating global land-surface processes. The precision, resolution, and accuracy of the information required for savanna water resource management differs across scales: from local, to basin. The strength of the modelling framework proposed is its suitability to cover all these different layers of rangeland management. Our hypothesis is that the Ecosystem Stress Index (ESI), expressed as the ratio of actual to potential evapotranspiration (ET), is a valuable tool to downscale estimates of actual ET at coarse scale, to finer resolutions. Two different ET- estimation approaches are used: KC-FAO56 model integrating reflectance-based "crop" coefficients (Sentinel 2), to derive unstressed savanna ET at high spatial resolution; and the two-source surface energy balance model -TSEB integrating radiometric surface temperature (MODIS-Sentinel 3), to determine the water stress at medium-low spatial resolution. The tool was previously validated over an eddy covariance experimental site at Kruger Park (Sudafrica), performing well. The integration of Sentinel mission into the modeling framework produced savanna water conditions maps reflecting the heterogeneity of the region. The operational applications of the products generated are also explored in the paper, determining the possible relevant temporal and spatial scales.*

Keywords: *evapotranspiration, KC-FAO56 model, TSEB model, Sentinel 2, Sentinel 3.*

1. INTRODUCCIÓN

Las sabanas semiáridas son ecosistemas herbáceos con arboles y arbustos dispersos, caracterizados por una estación seca sin precipitaciones y con altas temperaturas, y sequías periódicas. Son muy sensibles a los cambios en las condiciones climáticas, en los usos del territorio, y a las prácticas de manejo. En África son el medio de vida de una gran parte de la población, claves para la economía rural (Scholes y Walker 2004). En Sudáfrica, donde se lleva a cabo este estudio, cubren un tercio del país, y son el sustento de 9 millones de habitantes, principalmente con usos turísticos y ganaderos. La estabilidad de este ecosistema es crítica a diferentes escalas, influyendo tanto en el balance hídrico regional, como en la regulación de procesos

globales. Al ser un ecosistema rural altamente influenciado por las actividades humanas (especies invasivas, cambios de uso de suelo, incendios, sobre-explotación agraria, sobre-pastoreo, etc), las políticas/prácticas privadas y públicas son claves para su conservación. Para apoyar los procesos de toma de decisiones, es necesario desarrollar mecanismos de monitoreo que determinen la disponibilidad de agua y la dinámica de la vegetación, para la adaptación progresiva del ecosistema al cambio climático, manteniendo su productividad. La precisión y resolución de la información requerida para el manejo difiere según escala, desde la local hasta la de cuenca.

Una de las ventajas del marco de modelado que se presenta es la de cubrir esas diferentes escalas. Nuestra hipótesis es que el índice de estrés del ecosistema (ESI), integrando Sentinel 2 (S2) y Sentinel 3 (S3), es una herramienta valiosa para refinar las estimaciones de ET real, a escalas espaciales bajas, a escalas más altas. Para monitorear los flujos de agua de la sabana de manera semicontinua, se integran dos enfoques diferentes de estimación de ET, con diferentes capacidades y limitaciones. K_C-FAO56 (Allen et al., 1998), que integra los coeficientes de "cultivo" (K_C) basados en la reflectancia, se utiliza para derivar la ET del ecosistema no estresado (con alta resolución espacial), mientras que el modelo de balance de energía en superficie de dos fuentes -TSEB (Kustas y Norman, 1999), integrando la temperatura radiométrica de superficie, permite la determinación del estrés hídrico (con baja resolución espacial). La elección de los dos enfoques se basa en su capacidad para estimar la ET en paisajes heterogéneos con cobertura parcial de vegetación (Cammalleri et al., 2010), así como en ecosistemas de tipo sabana (Andreu et al., 2018a,b; Campos et al., 2013). El procedimiento fue validado en el área experimental de Skukuza en Sudáfrica durante 2011-2012, con errores diarios entre los valores estimados y observados de 0,6 mm·día^{-1}, en concordancia con los resultados de otros autores para ecosistemas de sabana (Andreu et al., 2019). Para la validación se utilizo SPOT 4 MS y 5 MS (VIS/NIR) y AATSR (TIR), con características similares a S2 y S3. El objetivo de este documento es continuar con el análisis previo realizado por Andreu et al. (2019) integrando datos de Sentinel 2 y MODIS-S3 en una aplicación operativa de monitoreo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Más información sobre la metodología se puede consultar en Andreu et al. (2019).

2.1. Modelos

La Figura 1 ilustra el procedimiento utilizado en el estudio. El modelo K_C-FAO56 (arriba) integra datos de reflectancia de resolución espacial alta para derivar el coeficiente de cultivo basal K_{Cb}, junto con la ET de referencia (ETo) derivada de datos meteorológicos (mediciones distribuidas o puntuales). El K_{Cb} se calcula a partir del NDVI siguiendo Campos et al. (2013), con una relación para sabanas semiáridas. El coeficiente de evaporación (K_e) se deriva de los datos de precipitación utilizando un coeficiente de reducción derivado de un balance de agua (González-Dugo et al., 2008). La variable de entrada principal del TSEB (esquema de abajo en la Figura 1) es la temperatura radiométrica superficial. Las estimaciones reales de ET con el TSEB se utilizan para determinar la ET del ecosistema en estrés. El ESI se deriva como la relación de la evaporación de referencia y la evaporación real. Finalmente, se deriva la ET de vegetación en estrés con alta resolución espacial integrando ESI como el índice de estrés hídrico (K_S) en la formulaciónK_C-FAO56.

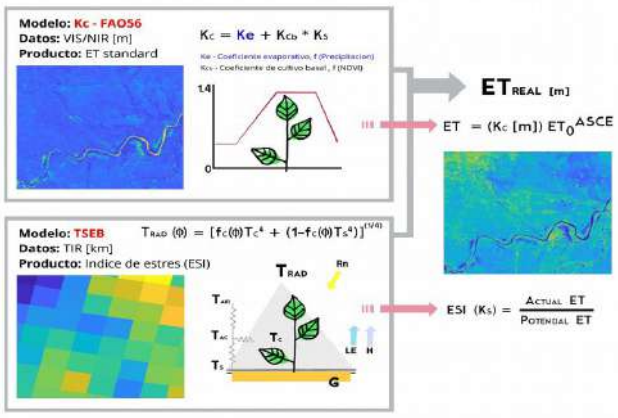


Figura 1: *Esquema del marco propuesto. Fuente: Andreu et al. (2019). Creative Commons License.*

El proyecto Sentinel-ET (SEN-ET) (Nieto et al., 2018), una aplicación de código abierto para el modelado preciso de la ET instantánea, integrará los dos modelos utilizados en este documento (http://esa-sen4et.org/).

2.2. Área de estudio

El área de estudio es el Parque Nacional Kruger, una de las reservas de caza más grandes de África (19485 km²), rodeado de zonas comunales y urbanas. Su clima es semiárido, con una precipitación anual aproximada de 470-550 mm, entre octubre y abril (máximas entre noviembre-enero). La temperatura anual oscila entre 13 y 30°C. La zona de experimentación-validación Skukuza, parte de FluxNet (Majozi et al., 2016), está equipada con sistemas de medición de flujo de energía y estaciones meteorológicas, proporcionando los datos meteorológicos en este estudio.

2.3. Sensores remotos

Se han analizado 22 días (de 54 imágenes S2, descartando fechas debido a la cobertura nubosa),12 y 22 de julio, 1 de septiembre, 11 de octubre y 10 noviembre de 2016; 3, 13, 18 y 23 de Julio; 2, 12, 17 de agosto; 11, 16, 21 de septiembre; 11, 16, 26, 31 de octubre; 20 de noviembre de 2017; y 4 y 19 de enero de 2018. Los índices NDVI y EVI se derivaron del S2. Las imágenes se corrigieron atmosféricamente utilizando la plataforma de aplicaciones Sentinel (SNAP-ESA) con el procesador sen2cor. Los mismos días se utilizaron para evaluar TSEB con imágenes MODIS (producto MOD11A1) y 2 imágenes de S3, para analizar el comportamiento y la comparabilidad de ambos sensores. Los datos térmicos se proporcionaron corregidos atmosféricamente con una resolución espacial de 1 km en el nadir, y se redimensionaron a 10 metros.

3. RESULTADOS

Las diferencias entre la ET sin introducir el coeficiente de estrés y la ET producto del marco de modelado se pueden ver en la Figura 2, con una clara reducción de ET en la que se aprecian claramente los límites de los píxeles de baja resolución.

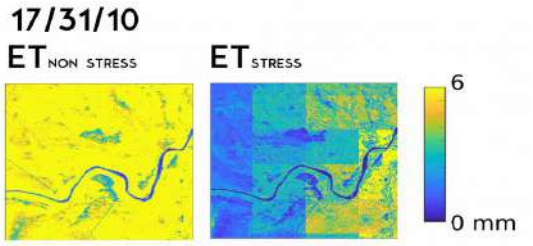


Figura 2: *ET sin estrés y ET real para el 31/10/2017.*

Los productos generados, ET real, K_C y mapas de cobertura vegetal (10×10 m), y los subproductos de esta metodología (Rn, H, G km) pueden derivarse con una resolución temporal máxima semanal, dependiendo de la cobertura nubosa. Los K_C (Figura 3a) oscilaron entre 0-1,5; siendo los máximos sobre los cultivos, con mayor estacionalidad, mientras que la vegetación natural de la sabana mantuvo un valor más constante. La relación del K_{Cb} con NDVI se estudiará en profundidad utilizando los datos de la torre de flujo de covarianza de Skukuza, evitando la simplificación de Campos et al. (2013) (desarrollada inicialmente para viñedos, pero no para otros cultivos), evaluando otras relaciones según el bioma. Los valores de K_C y ET estimados sobre cultivos son una aproximación, pues los datos de riego son desconocidos. En el futuro los autores seguirán el enfoque de coeficiente de cultivo sintético de Mateos et al. (2013). La altura de la vegetación necesaria como entrada para el TSEB se aproximó utilizando los mapas de biomas proporcionados con el producto S3 LST. El K_e se calculó utilizando un balance hídrico suponiendo no irrigación, y solo la precipitación como entrada (K_e ~ 0 para los días estudiados, sobre la vegetación natural). En la Figura 3 se presentan mapas de K_S para días de la estación húmeda y seca, así como un K_C para el área de Skukuza y un área de cultivo. Como

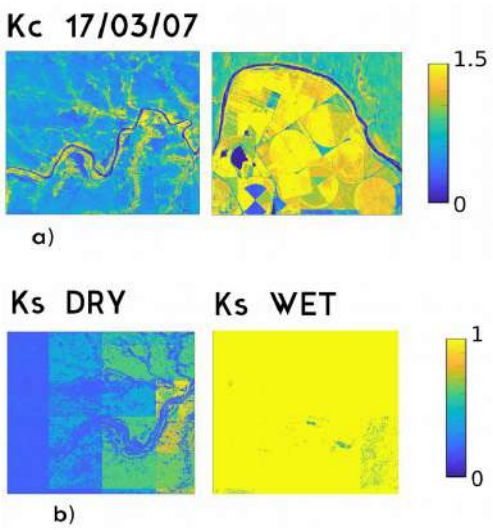


Figura 3: a) *KC para Skukuza y un área de cultivo* ***b)*** *KS para la estación seca/húmeda (0 -estrés 1-no estrés).*

es posible observar, la vegetación natural del área seleccionada está bien adaptada a la escasez de agua, habiendo desarrollado diversos mecanismos para lidiar con el estrés hídrico (p.ej., el cierre de estomas cuando hay un déficit elevado de presión de vapor).

Las imágenes de ET diaria sobre Skukuza se presentan en la Figura 4, donde las nubes y sombras han sido enmascaradas. También se presenta la ET real con S3 para los días 2017/16/09 y 2017/16/10. El producto es similar debido al reducido índice de estrés de ambos días. Se prevé estudiar la diferencia entre el producto de ET derivado del TSEB con MODIS y S3.

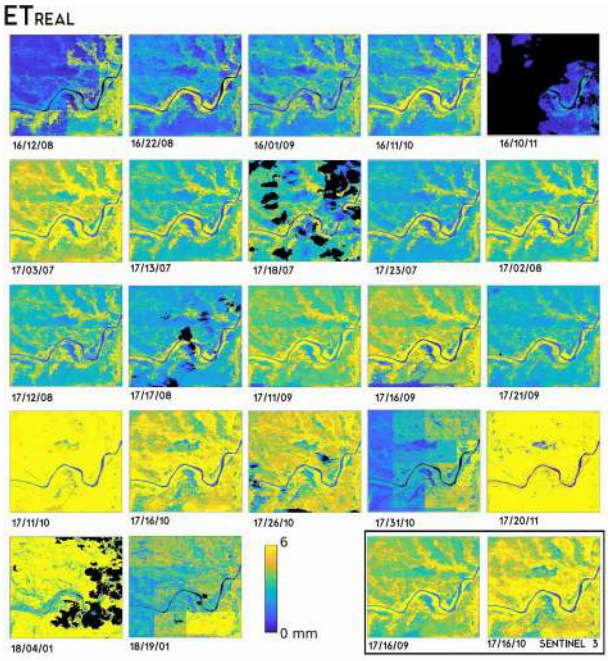


Figura 4: *ET diaria (mm) en Skukuza. Los 2 días derivados de S3 en la esquina derecha abajo.*

Al acercarse la estación húmeda la ET diaria aumenta. La esquina superior izquierda del área mostrada es más propensa al estrés hídrico, mientras que las orillas del río transpiran casi potencialmente.

Para aplicaciones locales, una resolución espacial de 10 m es suficiente para proporcionar información valiosa a las autoridades. Sin embargo esta metodología está muy influenciada por la nubosidad, causando pérdidas de información de meses en Kruger. Se deben explorar nuevas fuente de datos (p.ej., radar) para superar esta limitación. Para la detección de áreas vulnerables a escala de cuenca una resolución temporal más baja será suficiente, y la información proporcionada puede enfocarse en la estación seca, con menor nubosidad.

Durante las jornadas *Remote Sensing for Monitoring Water Fluxes in African Savannas*, organizadas por los autores en la Universidad de Limpopo en 2017, con participantes del Departamento de Gestión del Agua de Sudáfrica/Zambia, la Agencia Espacial de Sudáfrica, la Universidad de Limpopo, la Universidad de KwaZulu Natal, la Universidad del Estado Libre, y el Consejo de Investigación Científica e Industrial, se recopiló información relacionada con la aplicabilidad de esta metodología, así como información más general sobre el uso de teledetección en Sudáfrica (SA). Los 35 participantes señalaron

que los principales usos económicos de la sabana en SA eran agrícolas, seguidos por turismo y pastoreo. Esta información señala que los parches de cultivos deben ser mejor caracterizados por la metodología. Como amenazas importantes se determinaron el sobrepastoreo, el clareado para agricultura y asentamientos humanos, y los incendios, destacando la importancia de los productos obtenidos para el análisis de riesgos. Como principales cuellos de botella en el uso de la teledetección por parte de las autoridades se destacaron las limitaciones técnicas (acceso a Internet, capacidad de computación y almacenamiento), restricciones financieras, y la capacidad para procesar e interpretar los resultados. Durante la discusión se determinaron como necesidades: aplicaciones más fáciles de usar y de código abierto, fuentes de datos confiables y asequibles, datos a resoluciones espaciales más altas, y mayor recopilación de datos en campo. En este sentido las acciones de la ESA han estado bien orientadas, pero los esfuerzos deben continuar para superar las brechas tecnológicas y de experiencia, impulsar la coordinación entre todas las organizaciones, y aumentar la transferencia de conocimiento entre las diferentes partes interesadas (por ejemplo, con la Iniciativa TIGER de laESA).

4. CONCLUSIONES

El mapeo de la ET sobre la sabana a escala local y regional fue posible utilizando datos de reflectancia de resolución espacial alta y temperatura de superficie radiométrica. Los modelos combinados TSEB y K_C- FAO56 representan bien la heterogeneidad, y el enfoque para refinar la escala integrando el ESI demostró ser útil para vegetación semiárida natural, pero con grandes huecos de continuidad, debido a las nubes.

5. BIBLIOGRAFÍA

Allen, R.G., Pereira, L., Raes, D., Smith, M. 1998. Crop Evapotranspiration, Guidelines for Computing Crop Water Requirements. Rome.

Andreu, A., Dube, T., Nieto, H., Mudau, A.E., González-Dugo, M.P., Guzinski, R., Hülsmann, S. 2019. Remote sensing of water use and water stress in the African savanna ecosystem at local scale –Development and validation of a monitoring tool, Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 2019, ISSN 1474-7065, doi. org/10.1016/j.pce.2019.02.004.

Andreu, A., Kustas, W.P., Polo, M.J., Carrara, A., González-Dugo, M.P. 2018. Modeling Surface Energy Fluxes over a Dehesa (Oak Savanna) Ecosystem Using a Thermal Based Two-Source Energy Balance Model (TSEB) I. Remote Sens. 2018, 10,567.

Andreu, A., Kustas, W.P., Polo, M.J., Carrara, A., González-Dugo, M.P. 2018. Modeling Surface Energy Fluxes over a Dehesa (Oak Savanna) Ecosystem Using a Thermal Based Two Source Energy Balance Model (TSEB) II—Integration of Remote Sensing Medium and Low Spatial Resolution Satellite Images. Remote Sens. 2018, 10, 558.

Cammalleri, C., Anderson, M.C., Ciraolo, G., D'Urso, G., Kustas, W.P., La Loggia, G., Minacapilli, M. 2010. The Impact of in-Canopy Wind Profile Formulations on Heat Flux Estimation in an Open Orchard Using the Remote Sensing-Based Two-Source Model. Hydrol. Earth Syst. Sci. 14 (12): 2643–59.

Campos, I., Villodre, J., Carrara, A., Calera, A. 2013. Remote Sensing-Based Soil Water Balance to Estimate Mediterranean Holm Oak Savanna (Dehesa) Evapotranspiration under Water Stress Conditions. Journal of Hydrology 494 (June): 1–9.

González-Dugo, M.P., Mateos, L. 2008a. Spectral Vegetation índices for Benchmarking Water Productivity of Irrigated Cotton and Sugarbeet Crops. AGWAT Agricultural Water Management95(1):48–58.

Kustas, W.P., Norman, J.M. 1999. Evaluation of Soil and Vegetation Heat Flux Predictions Using a Simple Two-Source Model with Radiometric Temperatures for Partial Canopy Cover. Agricultural and Forest Meteorology 94 (1):13–29.

Majozi, N.P., Mannaerts, C.M., Ramoelo, A., Mathieu, R., Nickless, A., Verhoef, W. 2016. Analysing Surface Energy Balance Closure and Partitioning over a Semi-Arid Savanna FLUXNET Site in Skukuza, Kruger National Park, South Africa. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. 2016 (March):1–21.

Mateos, L., González-Dugo, M.P., Testi, L., Villalobos, F.J. 2013. Monitoring evapotranspiration of irrigated crops using crop coefficients derived from time series of satellite images. I. Method validation, Agricultural Water Management, 125, 2013, Pages 81-91, ISSN 0378-3774.

Nieto, H., Sandholt, I., Rasmussen, M.O., Guzinski, R., Bellvert, J., Boye Hansen, L., Blüthgen-Sølvsteen, J., Bondo, T., Koetz, B. 2018. ESA Sentinels for Evapotranspiration. DHI Business Management System document.

Scholes, R.J., Walker, B.H. 2004. An African Savanna: Synthesis of the Nylsvley Study. Cambridge: Cambridge University Press.

Índice de autores

A

Achkar, M. 505
Afán, I. 319
Aguado, I. 111
Aldarias, A. 391
Alejandro, P. 85
Algeet-Abarquero, N. 101
Almeida, D.R.A. 463
Alonso, A. 369
Alonso-Sarría, F. 337, 349
Álvarez-Martínez, J.M. 481
Álvarez-Mozos, J. 23, 55
Álvarez-Tolentino, D. 193
Álvarez-Zapatero, P. 221
Andrés, M.I. 67
Andreu, A. 27, 521
Antón, M. 209, 221, 237
Antuña-Marrero, J.C. 185
Antuña-Sánchez, J.C. 185, 237, 241
Aragonés, D. 319
Arbelo, M. 123, 225, 369
Arias, M. 55
Arias, P. 97
Asensio, J.L. 345
Atenza, J.F. 59
Aubriot, L. 505
Avilés, C. 467

B

Barajas, E. 67
Barberà, M.J. 131
Barón-Martínez. J. 123
Barreto, A. 225
Barthlott, S. 177
Báscones, A. 429
Bastarrika, A. 119
Bayo, C. 225
Becerra, L. 47, 51
Beltrán-Marcos, D. 135
Benito-Ortiz, M. de C. 387
Blumenstock, T. 177, 205
Bodas, V. 43
Borger, C. 177
Botequim, B. 467
Brito, Y. 369
Broglia, M. 107
Bruno, M. 399
Burchard-Levine, V. 477
Bustamante, J. 319
Bustos, J.J. 205
Butz, A. 205

C

Caballero, I. , 407, 383
Caballero-Leiva, I. 217
Cachorro, V.E. 185, 225, 197, 221, 237, 241
Calera, A. 43, 259, 291
Calle, A. 197, 237, 241
Calleja, J.F. 181
Calvo, L. 135, 143
Campo-Bescós, M.A. 55
Campos-Taberner, M. 11, 249, 299
Cano, M. 345
Cantón, J. 481
Caparros-Santiago, J.A. 77
Carbonell-Rivera, J.P. 81, 443
Carmona, F. 493
Carpintero, E. 27, 521
Carrara, A. 477
Carretero, L. , 287
Carrillo, I. 307
Casanova-Mateo, C. 39, 229, 509
Casanova-Roque, J.L. 39, 229, 509
Casillas-Martínez, L. 417
Casterad, M.A. 3
Checa-Alonso, M.J. 35
Chuvieco, E. 115, 119
Cicuéndez-Pérez, J.I. 387
Cipollini, P. 391
Ciriza, R. 107
Closa, G. 315

Coll, C. 291, 303
Colmenero-Hidalgo, E. 421
Coomes, D. 463
Corbea-Pérez, A. 181
Cornejo-Bueno, L. 229
Corrales, J.A. 181
Costa-Araujo-Schütz, F. 517
Costa, M.J. 221
Crespo-Peremarch, P. 443
Cuevas, E. 205, 225
Curcoll, R. 205

D

de Figueiredo, T. 353, 517
de Frutos, A.M. 185, 197, 237, 241
Degano, M.F. 493
DeGloria, S. 295
de la Mata-Moya, D.A. 387
de la Riva, J. 451
Del Blanco-Medina, V. 15
Delegido, J. 7, 485, 513
de Miguel, E. , 287
de Pablo, M.A. 181
Díaz-Delgado, R. 63, 319, 323
Díaz-Espejo, A. 63
Diekmann, C. 177
Domingo, D. 451
Domínguez, J.A. 59
Donezar-Hoyos, U. 107
Dorado, J. 295
Dube, T. 521
Dubovik, O. 279
Durán-Barroso, P. 501

E

Echeverría, M.T. 451
Efremenko, D.S. 275
El-Madany, T.S. 477
Erena, M. 59
Ertl, B. 177
Escudero-Barbero, M.R. 35
Esteban, C. 59
Esteban, J. 93
Estevan-Arredondo, R. 193
Estornell, J. 81, 439, 473
Estrela, M.J. 131
Estruch, C. 205

F

Febrer, M. 3
Feliu-Bernardez, F. 35
Fernández-Alonso, J.M. 147
Fernández, C. 147
Fernández, S. 181
Fernández-García, V. 135, 143
Fernández-Guisuraga, J.M. 135
Fernández-Landa, A. 93, 101, 481
Fernández-Manso, A. 139, 143
Fernández-Palacios, A. 163
Fernández-Rodríguez, P. 31
Fernández-Sarría, A. 373, 439
Ferrer-Julià, M. 429, 421
Fonseca, F. 517
Fortea, J.C. 233
Fragoso-Campón, L. 263, 341
Frey, M. 205
Fuertes, D. 241, 279

G

Gallego-Reina, G. 387
Galve, J.M. 259, 283, 291
García, C. 329
García, D. 319, 323
García, M. 89, 111
García, O. 177, 205
García, S. 173
García-Abril, A. 463
García-Cabrera, R.D. 225
García de Vicuña-Ruiz de Argandoña, A. 447
García-Fernández, M. 71
García-Haro, F.J. 11, 249, 299
García-Lázaro, J.R. 123
García-Martín, A. 451
García-Meléndez, E. 421, 429
García-Monteiro, S. 189, 403
García-Parrado, F. 185
Garrido-Sáenz de Tejada, J.M. 455, 459
Gilabert, M.A. 11, 249, 299
Gil-Tena, A. 481
Giménez de Azcárate, F. 151, 155, 159, 163
Gomariz-Castillo, F. 337, 349
Gómez, C. 85
Gómez, D. 39, 509
Gómez-Aragón, D. 229
Gómez-Enri, J. 391, 399
Gómez-Miguel, B. 395
Gómez-Peláez, A. 177
Gomis-Cebolla, J. 173, 489
González, E. 421
González, R. 197, 237, 241
González-Abad, G. 221
González-Audícana, M. 23
Gonzalez-Cascon, R. 89, 417
González Dugo, M.P. 27, 521
González-Guerrero, O. 333
González-Lagos, M. , 287
González-Piqueras, J. 259, 291, 433
Görgens, E.B. 463
Gragera-Ibáñez, F. 35
Granado, L. 151, 155, 159, 163
Guedes-Sánchez, J.A. 167
Guerra-Hernández, J. 467
Guevara, M. 205
Guillén, M. 3
Guillén-Climent, M.L. 101
Gutiérrez-de la Cámara, O. 425
Gutiérrez-García, A. 15

H

Hase, F. 177, 205
Henkel, K. 417
Hernández, D. 433
Hernández, Z. 59, 353, 361, 365, 517
Hernando, A. 463
Herrero, D. 421
Hoffrén, R. 451
Holguin, J. 47
Hombrados, E. 329
Hülsmann, S. 521

I

Ibarra, P. 451
Iriarte, N. 23

J

Jarabo-Amores, M.P. 387
Jiménez, M. 425
Jiménez-Michavila, M. , 287
Jiménez-Muñoz, J.C. 173, 245, 255, 489
Jorba, O. 205
Julien, Y. 173, 189, 255, 403
Jurado-Varela, A. 467

L

Lacave, O. 283
Laiz, I. 391
Lamelas, M.T. 451
Lapyonok, T. 279
Larrañaga, A. 107
Lasso-de la Vega, C. 387
Lehmann, J. 295
León, S. 205
Litvinov, P. 279
Lizundia-Loiola, J. 119
Llorens, R. 127, 147, 173
Lopatin, A. 279
López, C. 225
López, F.J. 59
López, J.A. 59
López-Amoedo, A. 97
López-Cortés, I. 81, 439
López-Sáenz, S. 23
López-Solano, J. 205
López-Urrea, R. 245, 259
Lorenzo, H. 97
Lorite-Martínez, S. 455, 459
Loyola, D. 221, 275

M

Manzanera, J.A. 463
Marcello-Ruiz, F.J. 167, 213, 217
Marcelo-Gabella, V. 71
Marchetti, F. 369
Marcos, L. 139
Marino-del Amo, E. 447
Marrero-Betancort, N. 213, 217
Marrero, C. 205
Martí-Gavilá, J. 439
Martín-Alcón, S. 481
Martínez, B. 11, 249, 299
Martínez, J. 329
Martínez, L. 245, 329
Martínez-Graña, A. 501
Martín, M.P. 89, 417, 477
Martín, P. 237, 241
Martín-Palma, R.J. 267
Martins, A. 395
Más, H. 101
Masó, J. 315
Mateos, D. 197, 237, 241
Mateos, L. 27
Mauro, F. 463
Medina, J. 51, 271, 307
Méndez, E. 151, 155, 159, 163
Migliavacca, M. 89, 417, 477
Millán, C. 329
Molina-García, V. 275
Molina, S. 329
Moncholi, A. 425
Montero-Martín, J. 209, 221
Montes, F. 85
Moreira, J.M. 151, 155, 159, 163
Moreno, G. 89
Moreno, J. 7, 233, 485, 513
Moreno-Jabato, J. 459, 455
Moreno-Ruiz, J.A. 123
Morgui, J.A. 205
Moschini-Carlos, V. 513
Moya-Álvarez, A.S. 193
Mudau, A.E. 521
Mulero-Martínez, R. 399
Muñoz, F. 425

N

Nafría-García, D.A. 15
Navarro, G. 379, 407, 411
Neta, M.C. 353
Niclòs, R. 131, 259, 283, 303, 493
Nieto, H. 477
Ninyerola, M. 311
Noël, S. 221

O

Oliver-Burwitz, L. 365
Onrubia, J. 433
Ontiveros-Capurata, R. 19
Ortega E. 151, 155, 159, 163
Ortiz, F.J. 59
Ortiz de Galisteo, J.P. 221
Otón, G. 115
Ovaco, D. 329

P

Pacheco-Labrador, J. 89, 417
Padial, M. 311

Pagán, J.I. 345
Paredes-Gómez, V. 15
Pasqualotto, N. 7
Pastor, J.L. 345
Pena-Regueiro, J. 473
Pendás, E. 181
Peña, J.M. 295
Peón, J. 181
Pereira, J.M. 115
Pereira-Sandoval, M. 485, 513
Pérez, C. 205
Pérez, W. 373
Pérez-Planells, L. 131
Pérez-Priego, O. 477
Pérez-Rodríguez L.A. 139
Pesquer, L. 315
Pettinari, M.L. 119
Pezzola, A. 7
Pino, I. 151, 155, 159, 163
Pinto-Prieto, R. 135
Piñuela, F. 303
Piso, G. 369
Pompêo, M. 513
Pons, X. 311, 315, 333
Prieto, R. 151, 155, 159, 163
Puchades, J. 131, 283, 303, 493
Puerto-Caro, L.N. 357
Puig, P. 283

Q

Quille-Mamani, J. 19
Quintanilla, A. 433
Quintano, C. 139, 143
Quirós, E. 263, 341, 501

R

Raffalski, U. 177
Ramo, R. 119
Ramos, M. 181
Ramos, R. 205, 225
Ramos-Fernández, L. 19
Recondo, C. 181
Riaño, D. 89, 123, 477
Ries, L. 177
Ríos-Monroy, A.P. 357
Riquelme, A. 345
Rivas, R. 493
Rizogiannis, C. 395
Robla-González, E. 467
Rocha, N.S. 245
Rodrigues, M. 3
Rodrigues, S. 395
Rodríguez, A. 43
Rodríguez, C.G. 433
Rodríguez, M. 151, 155, 159
Rodríguez-Álvarez, R. 35
Rodríguez-Betancor, J.J. 217
Rodríguez-Cuenca, B. 455, 459
Rodríguez-Esparragón, D. 167, 213, 217
Rodríguez-Esteban, J.A. 361, 365
Rodríguez-Galiano, V. 77
Rodríguez-Pérez, J.R. 31, 71
Rodríguez-Valero, M. 337
Rodríguez Vega, A. 185
Rolim, S.B.A. 245
Román, R. 221, 237, 241
Romero-Campos, P.M. 205
Rosa, A.H. 513
Ros, F. 107
Roteta, E. 119
Royer, A.C. 517
Rubio, J.A. 67
Ruffo, M. 345
Ruiz, D. 329
Ruiz, J. 379
Ruiz, L.A. 81, 443
Ruiz-Verdú, A. 485, 513

S

Saenz, J.I. 433
Salas, J. 111
Salazar, D. 81
Salcedo-Sanz, S. 229
Salvador-González, P. 39, 229, 509
Sánchez, J.M. 259, 291, 303
Sanchez-Lorenzo, A. 209
Sánchez-Pastor, H.M. 35
Sánchez-Ruiz, S. 11, 249, 299
Sánchez-Sánchez, Y. 501
Sandoval-Altalerrea, V. 467
Sanz-Ablanedo, E. 31, 71
Sanz-Justo, J. 39, 229, 509
Schneider, C. 205
Schneider, M. 177
Sebastiá-Frasquet, M.T. 473
Sepúlveda, E. 177, 205
Serrano-Játiva, M. 417
Serra, P. 311
Silva, C.A. 463
Silva, J.M.N. 115
Silva, S. 395
Silva-Vidal, Y. 193
Skoković, D. 173, 189, 201, 245, 255, 403
Sobrino, J.A. 127, 147, 173, 189, 201, 245, 255, 403, 489
Sola, I. 23
Sòria, G. 173, 255, 403
Soria, J.M. 485, 513
Sòria-Perpinyà, X. 485, 513
Soriano, A. 59
Soto-Rey, M. 447
Steel, A. 107
Steinbacher, M. 177
Stumpf, R.P. 383
Suárez, M. 429
Suárez-Salas, L.F. 193

T

Tagne, U. 395

Tejedor, B. 391
Thomopoulos, S.C.A 395
Tintoré, J. 407, 411
Toledano, C. 197, 205, 237, 241
Tomás, R. 345
Tomé-Morán, J.L. 93, 101, 447, 481
Toro, G. 271
Torralba, J. 81, 443
Torres, B. 279
Torres, C. 205
Torres-Costa, V. 267, 361, 365
Torres-Rojas, D. 295
Trypitsidis, A. 395

U

Upegui, E. 47, 51, 307, 357
Urrego, P. 485, 513

V

Valbuena, R. 463
Valdivieso-Ros, C. 337, 349
Vales, J.J. 151, 155, 159, 163
Valor, E. 283
Vaquero-Martínez, J. 209, 221, 237
Varkitzi, I. 395
Vega, C. 47
Velasco-Merino, C. 197, 237, 241
Vélez, S. 67
Verduguez, E. 329
Viana-Soto, A. 111
Vicente, E. 485, 513
Vidal, P. 373
Vidal-Macua, J.J. 311
Vieira, F.A.L. 395
Vignudelli, S. 391
Villa, G. 329
Villena, A. 329
Villodre, J. 291

W

Wang, H. 221
Wiegele, A. 177
Winschel, C. 7

Y

Yáñez-Rausell, L. 481
Yebra, M. 89
Yela, M. 225

Z

Zabaleta, B. 505
Zarokanellos, N.D. 407, 411
Zurita, R. 395

ORGANIZAN

ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN

Universidad de Valladolid

Este libro recoge las contribuciones científicas presentadas en el XVIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección, celebrado en Valladolid entre el 25 y el 27 de septiembre de 2019, bajo el lema: "Hacia una visión global del cambio climático". El Congreso fue organizado por El Grupo de Óptica Atmosférica (GOA) de la Universidad de Valladolid, bajo el marco institucional de la Asociación Española de Teledetección (AET).

La totalidad de los trabajos científicos que se presentan en este libro, han sido sometidos a una revisión por pares, por parte de los 59 miembros del Comité científico, que han contribuido a mejorar y organizar la calidad de las aportaciones presentadas. Dicho Comité ha estado formado por científicos y profesionales de reconocido prestigio, cuya dedicación y disponibilidad altruista para colaborar en este evento, pone de manifiesto el ambiente entusiasta en el que se desarrolla la AET.

Los trabajos científicos aparecen clasificados en las siguientes áreas temáticas: Agricultura, Bosques, Incendios forestales, Atmósfera, Meteorología y Clima, Metodología, Procesado de datos y Algoritmos, Cartografía y Fotogrametría, Oceanografía y recursos marinos, Espectrorradiometría, LiDAR y Medio ambiente y recursos hídricos.

PATROCINAN

INSTITUTO TECNOLÓGICO AGRARIO

Cámara Valladolid

Junta de Castilla y León

Ayuntamiento de Valladolid

VA! VALLADOLID ciudad amiga del turismo

HEXAGON GEOSPATIAL

bonsai ADVANCED TECHNOLOGIES

esri THE SCIENCE OF WHERE™

cotesa

hisdeSAT

GOBIERNO DE ESPAÑA · MINISTERIO DE FOMENTO · INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL

COLABORAN

esa

Copernicus Europe's eyes on Earth

universidad de león

INTA

GOBIERNO DE ESPAÑA · MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

AEMet Agencia Estatal de Meteorología

UEX UNIVERSIDAD DE EXTREMADURA