

TÉCNICAS PARA ANALIZAR CAMBIOS EN EL MOSAICO PAISAJÍSTICO A PARTIR DE IMÁGENES LANDSAT-TM

E. Chuvieco(*)

(*) Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá, Colegios 2, 28801 Alcalá de Henares (Madrid)

ABSTRACT: Different techniques to analyse the spatial pattern in digital satellite imagery are presented in this paper. Indices adapted to both interval-scale and nominal-scale data were computed from a set of Landsat-TM and NOAA-AVHRR data acquired from before and after a fire that affected the Mediterranean coast of Spain in 1991. The computed indices show a reduction in landscape diversity as a result of fire in both, high and low resolution data.

INTRODUCCIÓN

Entre los variados enfoques de análisis que admite una imagen de satélite, el estudio de las relaciones espaciales entre los elementos que forman la imagen resulta una de las más novedosas y de mayor proyección, ya que entronca nitidamente con el interés por conectar la teledetección a los S.I.G. y al análisis ambiental (Chuvieco, 1996). Bajo esta perspectiva, las imágenes de satélite pueden considerarse como un mosaico donde pueden medirse las relaciones espaciales entre los objetos: forma, conectividad, diversidad, etc., aprovechando el carácter digital de la imagen. En esta óptica se incluye el trabajo que aquí se presenta, que pretende utilizar el soporte de las imágenes para medir cómo un incendio forestal afecta a la estructura del paisaje.

El empleo de imágenes de satélite en ecología del paisaje tiene una historia reciente, pero ya cuenta con interesantes ejemplos (Delbaere y Gulinck, 1995). A partir de imágenes de satélite pueden delimitarse unidades ecológicas, sobre las que se apliquen distintas medidas para estudiar su estructura espacial: fragmentación, forma, abundancia, especificidad, presencia de fronteras o corredores (Turner y Gardner, 1991). Las tendencias más recientes en ecología del paisaje subrayan el interés de relacionar estos patrones espaciales con la actuación de determinados procesos ecológicos (alteraciones provocadas por plagas o incendios, movimiento y persistencia de organismos, redistribución de nutrientes y materia: Turner, 1989). Puesto que estas interacciones son muy dependientes de la escala la teledetección ofrece una información clave, al permitir contrastar fenómenos observados tradicionalmente a escala mucho más detallada.

OBJETIVOS

En este trabajo se pretende aportar algunas técnicas para medir el patrón espacial a partir de una imagen

de satélite. Utilizamos como ejemplo de aplicación los efectos provocados por un incendio forestal. Varios autores han señalado la importante relación entre morfología del paisaje e incendios (Leitner et al., 1991). Esa relación tiene dos direcciones: por un lado, el incendio transforma la estructura del paisaje, por otro, la mayor homogeneidad del paisaje —a consecuencia de cambios en el uso del suelo— implica un aumento del riesgo de incendios, al facilitarse la propagación. Aquí vamos a centrarnos en el primer aspecto, analizando el efecto homogeneizador de un incendio forestal a partir del análisis de imágenes adquiridas antes y después del evento.

Partimos de una doble hipótesis de partida: (1) por un lado, que el incendio forestal implica una homogeneización del paisaje y, en consecuencia, una pérdida de la diversidad vegetal, y (2) que ese efecto homogeneizador será más evidente a mayor escala, puesto que al aumentar el detalle aumenta la variedad paisajística.

METODOLOGÍA

El área elegida para verificar las hipótesis anteriormente planteadas se sitúa en la costa mediterránea. Se trata de un sector de la serranía interior de Valencia denominado Hoya de Buñol, a unos 30 kilómetros al oeste de la ciudad de Valencia, que fue afectada por un gran incendio en el verano de 1991. Este incendio arrasó unas 18.000 hectáreas de superficie matorral y arbolado, principalmente pinares (Martín y Chuvieco, 1995).

Para analizar este gran incendio, adquirimos dos imágenes Landsat-TM correspondientes a mediados de julio y agosto de 1991 (poco antes y poco después del incendio). Además, se seleccionaron dos imágenes NOAA-AVHRR para fechas similares a las TM. Tanto las imágenes Landsat-TM como las NOAA-AVHRR fueron corregidas geométricamente a proyección UTM. En el primer caso, utilizamos un conjunto de 24 puntos de control sobre la imagen previa al incendio, registrando las otras dos sobre ésta para facilitar la búsqueda de elementos comunes. Para las imágenes AVHRR, la corrección se realizó en un doble proceso: navegación de la imagen con modelos orbitales y ajuste multitemporal con puntos de control. En este paso, el píxel se remuestreó a 1 km². Del área total abarcada por el incendio se extrajo una pequeña ventana, de 559 x 275 píxeles en la imagen TM y 17 x 9 en la AVHRR, que incluye también zonas no quemadas.

A continuación las imágenes de ambos sensores fueron convertidas a índices de vegetación

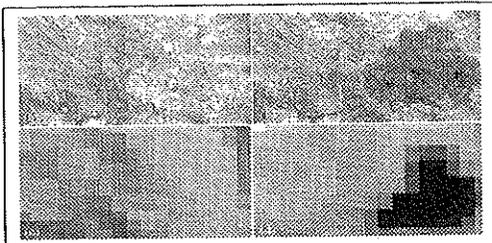


Fig 1: Imágenes de NDVI obtenidas a partir de las Landsat-TM (superior) y NOAA-AVHRR (inferior) del área de estudio. En la parte derecha las imágenes previas al incendio, en la izquierda las posteriores. Se observa el área afectada en el sector oriental de la imagen con tonos más oscuros.

normalizados (NDVI), con objeto de simplificar los tratamientos, paliar la distorsión provocada por las condiciones de iluminación y facilitar la comparación entre sensores (fig. 1

A efectos de claridad en la exposición, vamos a agrupar las técnicas para medir la estructura espacial del paisaje en dos grupos, en función de la escala de medida sobre la que se basen. Así, podemos distinguir entre las que requieren una variable de intervalo, como es el caso de las bandas originalmente detectadas por el sensor o de las transformaciones aritméticas (índices de vegetación, componentes principales, etc.), y las que asumen una variable nominal, en donde la escena ya está categorizada en una serie de clases temáticas, sin relación numérica entre ellas. En el primer grupo están aquellas técnicas que asumen un espacio continuo, mientras en el segundo se parte de una previa discretización.

Medidas para variables de intervalo

Como antes se ha indicado, estos índices asumen que la imagen está formada por valores continuos, por lo que pueden realizarse operaciones aritméticas entre píxeles vecinos. Éste es el caso de las bandas originales y de algunas transformaciones cuantitativas, como los índices de vegetación que utilizamos en este trabajo.

Algunos índices de textura espacial para este tipo de imágenes son los siguientes:

(1) Desviación típica de los valores encontrados a lo largo de un perfil espacial, al ser mayor la heterogeneidad espacial, aumentaría también este valor, pues el transecto encontraría píxeles con valores más diversos.

(2) Autocorrelación espacial. Como es bien sabido, los fenómenos geográficos no e dan de modo independiente en el espacio, sino que tienden a estar asociados en función de la distancia (Cliff y Ord, 1973). Así ocurre también entre los píxeles de la imagen, que tenderán a estar más asociados cuanto mayor sea la homogeneidad de la imagen. Una medida habitual para este tipo de análisis es el estadístico I de Moran, que oscila entre -1 y +1, aumentando cuanto mayor sea la uniformidad

espacial del paisaje. En consecuencia, y de acuerdo con nuestra hipótesis, se espera que el valor de I aumente después del incendio.

(3) Semi-variograma. Basado sobre el mismo concepto de autocorrelación espacial, puede obtenerse un gráfico que muestre cómo se modifica la varianza espacial (esto es, la dispersión de un conjunto de píxeles vecinos) con la distancia, lo que permite tener una idea bastante precisa de la variación espacial de una imagen (Chica, 1988). El semi-variograma se puede calcular en una dirección determinada o, lo que es más habitual en teledetección, en un radio, considerando todas las distancias.

(4) Medidas sobre la matriz de coincidencias. Esta matriz indica el número de veces que un determinado valor de píxel aparece junto a otro. La matriz se calcula para los píxeles adyacentes en una determinada ventana de la imagen (normalmente de 3×3 píxeles), que se va desplazando iterativamente en toda la imagen, calculándose en cada paso la textura local. Como el rango original de valores de un píxel está comprendido entre 0 y 255, para cada ventana de la imagen se crearía una matriz de 256×256 posibles cruces, lo que demanda una gran cantidad de cálculos. En consecuencia, para simplificar el proceso, suele reducirse el rango original de valores de píxel (en nuestro caso a 64 niveles). Por la misma razón, se promedian las conexiones posibles en las cuatro direcciones. Sobre esa matriz de co-ocurrencia pueden calcularse diversas medidas de textura local que se han demostrado de gran interés, especialmente en aplicaciones urbanas (Molina y Churvioco, 1996). Para este trabajo, hemos utilizado cuatro de las medidas que pueden calcularse a partir de la matriz de co-ocurrencia: homogeneidad, contraste, disimilaridad y segundo momento angular (PCI, 1994).

Medidas para variables nominales

La mayor parte de las medidas utilizadas hasta el momento en ecología del paisaje suponen que el territorio está dividido por manchas (*patches*), esto es en unidades contiguas con una determinada cobertura del suelo. Las manchas pueden ser parcelas agrícolas o áreas ocupadas por vegetación natural (por ejemplo, una franja que albergue árboles de ribera). Estas manchas pueden delimitarse visualmente, a partir de una imagen de satélite o de fotografía aérea, o digitalmente, mediante una clasificación asistida por ordenador. En ambos casos, la métrica original de la imagen cambia de una escala de intervalo (valores numéricos equivalentes a valores de radiancia) a otra nominal (categorías de cobertura) y, por tanto, no pueden aplicarse sobre ella los índices previamente analizados. Entre los índices propuestos para este tipo de información (O'Neill et al. 1988), hemos empleado los siguientes:

(1) Densidad de manchas, calculada como el número de manchas por unidad de superficie. El número de manchas puede obtenerse mediante

técnicas de agregación espacial (*clumping*), incluidas en la mayor parte de los programas con funciones S.I.G. Habitualmente se calcula para imágenes clasificadas, pero también podría hacerse sobre alguna imagen continua —como es el caso de los índices de vegetación que empleamos en este trabajo— previamente segmentada en un determinado número de intervalos. El cociente entre el número de manchas y la superficie de la imagen nos ofrece una primera valoración sobre la complejidad paisajística de la zona.

(2) Forma. Se ha puesto de manifiesto por varios autores el interés de conocer la forma de las manchas presentes en la zona, ya que con la misma superficie un polígono más alargado presenta mayores opciones a la transmisión de especies, y menores obstáculos a la influencia mutua entre las manchas que divide (Turner, 1989). Los índices más habitualmente empleados se centran en el concepto de compacidad, que relaciona el área y el perímetro de las manchas presentes en el paisaje (Gulick et al., 1991), si bien también se han formulado otros criterios basados sobre la relación entre el área de una mancha y el de un círculo (la figura geométrica más compacta).

(3) Dimensión fractal. Permite medir la complejidad de la forma de una determinada mancha. Su cálculo también se basa en la relación entre el perímetro y el área de los polígonos que forman el mosaico paisajístico. Una forma sencilla de calcular la dimensión fractal (D) es calcular la recta de regresión entre los logaritmos del área (A) y del perímetro (P) de los polígonos presentes en el mapa, siendo D el doble de la pendiente de esa recta.

(4) Diversidad. Indica la variedad de categorías que pueden encontrarse en una ventana de la imagen (Turner et al., 1989):

$$D = - \sum_{k=1,m} P_k \ln (P_k)$$

donde P_k corresponde a la proporción de la categoría k en la ventana considerada y m al número de categorías presentes en esa ventana. Cuanto mayor sea la diversidad media, mayor variedad espacial en la distribución de las cubiertas, o, dicho de otra forma, la zona presenta un mosaico más variado. La diversidad está directamente relacionada con la escala de las imágenes, siendo menor al bajar la resolución.

(5) Dominancia. Representa la desviación del valor calculado respecto a la máxima diversidad (O'Neill et al., 1988).

Factores considerados para medir la estructura del paisaje

Para facilitar que las conclusiones de este trabajo fueran más sólidas, hemos calculado las medidas de estructura paisajística variando diversos factores, que influyen notablemente en los resultados, como son la escala de medida (se han empleado imágenes de escala continua: NDVI y nominal: NDVI segmentados), el criterio de clasificación (cortes en el histograma o clasificación automática), la

resolución espacial (se han empleado imágenes Landsat-TM y NOAA-AVHRR) y los límites del área de estudio (se variaron en el caso de la NOAA a un contexto más regional). De esta forma, se han intentado evitar posibles sesgos en las comparaciones multitemporales.

RESULTADOS

Tal y como proponíamos en la hipótesis inicial, la imagen posterior al fuego ofreció más homogeneidad de acuerdo a varios índices. Se observó una reducción en la desviación típica de los píxeles que atravesaban el perfil espacial en un 13 % para la imagen TM, aumentando el índice de autocorrelación de Moran (de 0,87 a 0,92 en la imagen TM y de 0,71 a 0,89 en la AVHRR), y reduciéndose los índices de textura (aumento de la homogeneidad y el segundo momento angular y reducción del contraste y la disimilaridad (tabla 2).

Tabla 1: Medidas de textura para las imágenes TM-NDVI

	TM Antes del fuego	TM Después del fuego
Homogeneidad	3,62	4,64
Contraste	199,66	175,00
Disimilaridad	36,09	31,35
Segundo Momento Angular	16,20	31,97

El semi-variograma de las imágenes TM anterior y posterior al fuego mostró cómo la imagen posterior al incendio ofrecía una mayor varianza, especialmente para las distancias superiores a 500 metros. Esto indicaba que había mayor contraste tonal en la imagen de agosto, como consecuencia de la presencia de un gran sector quemado. Podría concluirse, por tanto, que la imagen post-incendio era más heterogénea espacialmente, contradiciendo las conclusiones que proporcionan otro tipo de índices. Sin embargo, esta mayor heterogeneidad no resultó tan clara para las distancias más cortas, por debajo de 210 metros (7 píxeles), en las que la imagen de julio equiparaba o superaba la varianza espacial de la de agosto. Podríamos concluir, en consecuencia, que la aparición de una mancha quemada incrementa la textura espacial para el conjunto del mosaico, pero no para las relaciones de vecindad, que aparecen como más similares a consecuencia del fuego.

Respecto a los índices obtenidos para imágenes segmentadas, se observó una disminución del número de manchas en las imágenes post-incendio, independientemente del número de categorías establecido. Para los datos TM la caída más brusca entre las dos fechas se registró con una segmentación en 12 niveles de NDVI, en donde se observó una reducción del 58 % en el número de manchas para la imagen posterior al incendio. Con la imagen AVHRR el efecto fue muy similar.

Para el caso concreto de segmentar las imágenes en 8 niveles de NDVI, calculamos, algunas medidas de compacidad y diversidad (tabla 2). La superficie media de las manchas, por ejemplo, indicaba la formación de un mosaico más homogéneo en la imagen TM de agosto, que casi duplicó la superficie media por mancha previa al fuego. En otras palabras, las manchas de vegetación similar tienden a ser mayores después del fuego, lo que implica mayor homogeneidad. La imagen AVHRR ofreció la misma tendencia que la TM, con un notable aumento de la superficie media para la imagen posterior al fuego. En cuanto a la forma, para el caso concreto de los 8 rangos de NDVI, se observó una disminución de la compacidad media tras el incendio, de modo más claro en la imagen TM. Esto indicaba que las manchas eran más alargadas a consecuencia del fuego, probablemente por el efecto del relieve en la propagación del incendio. La desviación típica de la compacidad también resultó menor después del fuego, indicando una mayor homogeneidad en la forma de los grupos. Asimismo se redujo la dimensión fractal, lo que manifiesta que las formas son más simples. Finalmente, la diversidad media de las manchas es también mucho menor tras el fuego, confirmando una vez más el efecto homogeneizador del evento. Este efecto se observó tanto en alta como en baja resolución espacial, siendo en ésta más evidente.

Tabla 2: Variación de la estructura del paisaje a consecuencia del fuego

	TM (A)	TM (D)	AVHRR (A)	AVHRR (D)
Area media	47,48	84,01	1060	1986
Compacidad media	0,289	0,171	0,57	0,58
Desviación típica de la compacidad	0,458	0,210	0,19	0,15
Dimensión fractal	1,83	1,74	1,49	1,17
Diversidad media	0,967	0,806	1,06	0,81

A: Antes; D: Después del incendio

DISCUSIÓN

El análisis de las distintas medidas de estructura paisajística que se presentan en este trabajo, muestran una clara tendencia uniformizadora del fuego sobre el mosaico vegetal. Por otro lado, queda de manifiesto la importancia de la escala sobre la medición de la dinámica del paisaje. En nuestro caso, si bien el mosaico vegetal tiende a homogeneizarse tras el fuego a las dos escalas, y, aunque la intensidad de la reducción es más clara en la imagen AVHRR, las imágenes de alta resolución permiten establecer con más claridad diferenciaciones internas.

Quedan para futuros trabajos algunos interrogantes, como sería el mantenimiento o no de la uniformidad tras concluir el proceso de

regeneración, y estudiar el proceso contrario al aquí analizado: esto es, en qué medida la mayor homogeneidad paisajística aumenta el riesgo de inicio y extensión del fuego.

REFERENCIAS

- CHICA, M., 1988, *Análisis Geoestadístico en el Estudio de la Explotación de los Recursos Minerales*, Universidad de Granada, Granada.
- CHUVIECO, E., 1996, *Fundamentos de Teledetección Espacial*, 3ª edición, Madrid, Rialp.
- CLIFF, A.D. y ORD, J.K., 1973, *Spatial Autocorrelation*, Pion, London.
- DELBAERE, B. y GULINCK, H., 1995, A review of landscape ecological research with specific interest to landscape ecological mapping, en (B. Delbaere y H. Gulinck, Eds.), *Remote Sensing in landscape ecological mapping*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 3-28.
- GULINCK, H., WALPOT, O., JANSSENS, P. y DRIES, I., 1991, The visualization of corridors in the landscape using SPOT data, en (Saunders, D. y Hobbs, R.J., Eds), *Nature Conservation: The role of corridors*, Surrey, Beatty and Sons, 9-17.
- LEITNER, L., DUNN, C.P., GUNTENSPERGEN, G.R., STEARNS, F. y SHARPE, D.M., 1991, Effects of site, landscape features and fire regime on vegetation patterns in presettlement Southern Wisconsin, *Landscape Ecology*, 5, 203-217.
- MARTÍN, M.P. y CHUVIECO, E., 1995, Cartografía y evaluación superficial de grandes incendios forestales a partir de imágenes de satélite, *Ecología*, 9, 9-21.
- MOLINA, Z. y CHUVIECO, E., 1996, Evaluación de índices texturales para discriminar morfología urbana: análisis de la ciudad de Maracay (Venezuela), *Revista de Teledetección*, 7, 49-57.
- O'NEILL, R.V., KRUMMEL, J.R., GARDNER, R.H., SUGIHARA, G. y JACKSON, B., 1988, Indices of landscape pattern, *Landscape Ecology*, 1, 153-162.
- PCI, 1994, *Using PCI Software*, Richmond Hill, Ontario.
- TURNER, M.G., 1989, Landscape Ecology: the effect of pattern on process, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20, 171-197.
- TURNER, M.G., O'NEILL, R.V., GARDNER, R.H. y MILNE, B.T., 1989, Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern, *Landscape Ecology*, 3, 153-162.
- TURNER, M.G. y GARDNER, R.H. (Eds), 1991, *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, New York, Springer-Verlag.