

Dinámica de la cobertura vegetal y los usos de la tierra a través de modelos de no-equilibrio

A. H. Britos¹ y A. H. Barchuk^{1,2}

¹ Instituto Superior de Estudios Ambientales. Secretaría de Ciencia y Tecnología. Universidad Nacional de Córdoba. Juan Filloy s/n

² Ecología Agrícola. Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNC). Av. Valparaíso s/n. Ciudad Universitaria. 5000 Córdoba, Argentina

Resumen

Se caracterizaron los patrones espacio-temporales de la cobertura vegetal en relación con los usos del suelo, mediante el análisis de una serie temporal (1984-2010) de imágenes con valores de Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) provenientes de sensores Landsat TM (Path 230, Row 81) de una porción de la cuenca de las Salinas Grandes, Chaco Árido, Argentina. Se postula que las perturbaciones de alta intensidad, tales como el desmonte con rolado frecuente, afectan la resiliencia de la vegetación y provocan el desarrollo de umbrales críticos a escala regional. La cobertura vegetal continua es reemplazada por vegetación dispersa y esto altera la dinámica de la vegetación tanto en áreas altas como bajas de la cuenca. Se utilizó el algoritmo K-Means del Programa de SIG Idrisi Taiga para agrupar 27 firmas espectrales de NDVI y sus desvíos estándar (de una ventana móvil de 5 × píxeles), en clases discretas de tendencias. Las tendencias se analizaron mediante Modelos de Regresión Lineales, Generales y Mixtos. En base a los R² (fuerza del ajuste) y los p-valores significativos se agruparon las tendencias lineales en crecientes, decrecientes y estables. El Análisis de la Autocorrelación temporal (ACF) permitió detectar los cambios de estado. Los análisis realizados permiten postular que la disminución de NDVI, causada por la alta incidencia de desmontes con sucesivos rolados, provocan la pérdida de nutrientes y agua por escurrimiento superficial, desde las zonas más altas hacia las áreas bajas de la cuenca en las Salinas, es allí donde se produce una tendencia al aumento del NDVI, es decir, de la cobertura vegetal halófila. Tanto el seguimiento retrospectivo del índice verde como la evaluación de su respuesta, han permitido interpretar el modelo de la teoría de catástrofes. Los resultados refuerzan la idea de un salto en el modelo de histéresis y el posible desarrollo de un cambio irreversible en la escala regional.

Palabras clave: índice de vegetación, monitoreo de bosques, teledetección, tendencias, cambio de uso del suelo, modelos de no equilibrio, Argentina

Abstract

Vegetation cover dynamics and land uses through non-equilibrium models

We characterize the spatio-temporal patterns of vegetation cover in relation to land use, through analysis of time series (1984-2010) of images of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) from Landsat TM sensors (Path 230, Row 81) of a portion of the watershed of the Salinas Grandes, Arid Chaco, Argentina. It is postulated that high intensity disturbances, such as frequent shrub clearing with roller chopping, affects resilience vegetation and cause the developing of critical thresholds of change at a regional scale. The continuous vegetation cover is replaced by sparse vegetation, and this alters the dynamics of vegetation cover in both high and low areas of the basin. The K-Means algorithm from Idrisi Taiga software was employed in order to group, in discrete trend types, the NDVI spectral signatures of the 27 images. Characterization of the direction and strength of a trend can be accomplished with regression analysis with General and Mixed Models. For detection of thresholds

* Autor para la correspondencia: ahbritos@gmail.com

Recibido: 07-06-13; Aceptado: 03-12-13.

in the time series used the autocorrelation function (ACF). Local processes of major changes at the scale of the patch, and later, at the scale of the site, show a cumulative effect and end up comprising the regional scale.

The analyses carried out in this work allow to postulate that decreasing NDVI, caused by high impact of brush clearing with successive roller chopping, make increase nutrient loss by runoff, from higher areas to lower areas of the basin, in the Salinas, where occurs an increasing of the NDVI, is to say of the cover halophyte vegetation. Both retrospective monitoring and assessment of the response of green vegetation index, has made it possible to interpret the catastrophe theory model. The results reinforce the idea of a jump in the Hysteresis model, and the possibility of irreversible change at the regional scale.

Key words: vegetation index, forest monitoring, remote sensing, trends, non-equilibrium models, land use change, Argentina.

Introducción

Los cambios de uso de la tierra (Gasparri y Grau, 2009; Volante *et al.*, 2012) y la pérdida creciente de cobertura de los bosques nativos en zonas áridas y semiáridas, desencadenan procesos progresivos de desertificación (Le Polain de Waroux y Lambin, 2012). Entre estos bosques que representan el 6% del total a escala mundial, está incluido el Chaco Árido (Morello *et al.*, 1985). Este ecosistema está siendo degradado por sobrepastoreo (Blanco *et al.*, 2008; 2009), deforestado para el establecimiento de la ganadería bovina intensiva (Kunst *et al.*, 2006) y convertido en grandes potreros de pastizales (como en casos citados para México por Franklin *et al.*, 2006). Estas pérdidas de cobertura en zonas áridas ocasionan la reducción en la productividad biológica y económica, la alteración de los ciclos biogeoquímicos e hidrológicos (Forman, 1995; Tongway *et al.*, 2004) principalmente, los flujos de evaporación, escurrimiento e infiltración (Noy-Meir, 1973; Puigdefábregas *et al.*, 1998; Whitford, 2002). Los parches de vegetación adaptada (Ogle y Reynolds, 2004) son islas de fertilidad donde se concentran recursos o propágulos y su ausencia ayuda a que la escorrentía superficial transporte restos orgánicos, sedimentos y nutrientes disueltos. En síntesis, la cobertura es un indicador de la «salud» de los ecosistemas (Ludwig *et al.*, 2004) y su reducción genera fuga de recursos (Ludwig *et al.*, 2007), al extremo que de persistir este proceso en el tiempo, el ecosistema puede desertificarse (MEA, 2005; Dakos *et al.*, 2011).

Los cambios de la vegetación en hábitats áridos y semiáridos con frecuencia no siguen un proceso ordenado de reemplazo de comunidades en dirección a la comunidad climax predicha por Clements (Clements, 1936). Los modelos de no-equilibrio de Estados-Transiciones (Westoby *et al.*, 1989) y de umbrales han sido propuestos como alternativos a los modelos de equilibrio. Los supuestos del modelo de Estados-Transiciones sostienen que el ecosistema tiene múltiples estados estables y las transiciones entre estados pueden ser causadas por perturbaciones naturales y por acciones de manejo (Bestelmeyer *et al.*, 2003; Briske *et al.*, 2005). Los umbrales representan las condiciones necesarias para modificar la estructura y función del ecosistema más allá de los límites de su resiliencia ecológica, desarrollando estados alternativos (Scheffer *et al.*, 2001; Folke *et al.*, 2004; Briske *et al.*, 2005). La resiliencia se refiere a la capacidad de un sistema para absorber las perturbaciones y reorganizarse mientras, experimenta un cambio a fin de mantener esencialmente la misma función, estructura y adaptaciones (Holling, 1973; Walker *et al.*, 2004). La resiliencia ecológica de un estado deseable puede ser reducida por prácticas de uso de la tierra no apropiadas o por condiciones ambientales extremas, o combinaciones de eventos naturales y antrópicos (Folke *et al.*, 2004). La pérdida de resiliencia puede anunciarse de manera lenta o imperceptible, o puede resultar de un cambio abrupto de los patrones y procesos del ecosistema, inducidos por eventos severos e imprevistos (Folke *et al.*, 2004; Scheffer *et al.*, 2009). La predicción del acercamiento a un umbral crítico no es sencí-

llo, puede estar relacionado con procesos de retroalimentación positivo a escala de parches de vegetación (Bestelmeyer *et al.*, 2003; 2009; Scheffer *et al.*, 2009). Es decir, la resiliencia de los ecosistemas áridos y semi-áridos se refuerza en la capacidad de los parches de retención de recursos y esto, a su vez, incrementa por relaciones positivas como la facilitación entre las especies (Kéfi *et al.*, 2007). Un modelo particular que permite interpretar la dinámica de la vegetación en zonas áridas es el modelo de Curva Catástrofe (Rietkerk *et al.*, 2004; Washington-Allen *et al.*, 2006; Scheffer *et al.*, 2009). En este modelo se pueden representar los fenómenos de bimodalidad, propensión a hacer un salto repentino a un estado alternativo, divergencia, cómo cambios relativamente pequeños en las variables de control resultan en estados alternativos muy diferentes de los sistemas originales y de histéresis cuando las trayectorias de degradación y recuperación de la vegetación son distintas (Scheffer *et al.*, 2009).

En las formaciones boscosas del Chaco Árido, parte septentrional del Chaco Seco (Morello y Adámoli, 1968), coexisten especies esclerófilas perennifolias de origen méxico y xerofíticas (Barchuk y Valiente-Banuet, 2006) en un clima de semidesierto. En cambio, para las mismas latitudes de otras regiones del mundo con clima similar se desarrollan formaciones vegetales tipo matorral de semidesierto (Leith y Whittaker, 1975). A escala de paisaje, es posible detectar actividad fotosintética durante todo el año de los estratos arbóreos y arbustivos dado el escaso acoplamiento con las precipitaciones distribuidas en una estrecha estación lluviosa (Iglesias *et al.*, 2010). Las especies leñosas poseen estrategias morfológicas, fisiológicas y arquitecturales que les permiten tolerar la sequía (Giordano *et al.*, 2011; Villagra *et al.*, 2011); capacidad de convertirse en freatófitas facultativas de acuerdo a la disponibilidad estacional de agua de calidad en la profundidad (Jobbágy *et al.*, 2011) o de tolerar niveles altos de salinidad (Guevara *et al.*, 2010). Originalmente, la vegetación del Chaco Árido del noroeste de Córdoba se componía de una cobertura continua de bosques de *Aspidosperma quebracho-blanco* (Sayago, 1969; Cabido *et al.*, 1992), los cuales en su ma-

yor parte han sido modificados por las actividades humanas (Zak y Cabido, 2002; Zak *et al.*, 2004; Morello *et al.*, 2009). Los cambios en la vegetación del Chaco Árido (Cabido *et al.*, 1992; 1993) y del Chaco Semiárido (Kunst *et al.*, 2006) pueden observarse en un mosaico de coberturas a escala de paisaje (Barchuk *et al.*, 2007; Britos y Barchuk, 2008).

Los usos en sistemas de pequeños productores son tala selectiva (perturbación localizada de baja intensidad) y pastoreo bovino y caprino (Britos y Barchuk, 2008; Britos *et al.*, 2011; Morello *et al.*, 2009). El uso en extensas estancias consiste en el desmonte mecanizado, con el volteo y aplastamiento de la vegetación con maquinarias pesadas y la siembra de gramíneas megatérmicas exóticas. Estas son perturbaciones que requieren elevado uso de energía y ocasionan un gran impacto sobre la cobertura leñosa (Franklin *et al.*, 2006; Britos y Barchuk, 2008; Britos *et al.*, 2011; Kunst *et al.*, 2012). Estas tecnologías de desmonte han incrementado recientemente a nivel mundial, se aplican en «Estancias Ganaderas» (Britos *et al.*, 2011) y promueven paisajes similares a sabanas (Zak *et al.*, 2004; Franklin *et al.*, 2006; Britos y Barchuk, 2008; Kunst *et al.*, 2012). El desmonte mecanizado sin el posterior control de leñosas (Britos y Barchuk, 2008), la tala excesiva, el sobrepastoreo (Cabido *et al.*, 1992), los incendios y el apotreramiento de los campos (Kunst *et al.*, 2006) conducen a formaciones tipo arbustales. El incremento de la cobertura arbustiva puede reforzarse en años de sequía intensa. En general, predomina la postura de que los arbustales son estados ecológica (Eldridge *et al.*, 2011) y agrónomicamente «indeseables» (Kunst *et al.*, 2006). Un estado «deseable» en el Chaco semiárido tiene el predominio del estrato herbáceo (Kunst *et al.*, 2006; Kunst *et al.*, 2012), diversidad de especies en los parches con vegetación leñosa dentro de la matriz de pastizales resultado de los desmontes (Cabral *et al.*, 2003). La degradación de la vegetación leñosa está frecuentemente asociada a la ocurrencia de sequías y la cercanía a las Salinas Grandes (Blanco *et al.*, 2008; 2009).

Las evidencias permiten proponer la hipótesis de que los ecosistemas del Chaco Árido, cercano a las Salinas Grandes, han perdido re-

silencia ante las intensas perturbaciones como los desmontes para la ganadería. La extensión e intensidad de los desmontes, en conjunto con los factores físicos como la aridez, ayudan al desarrollo de umbrales de cambio de estado de la vegetación irreversible. Es decir, una vez que la capacidad de recuperación de los bosques semiáridos se supera por el incremento de las perturbaciones, la reversibilidad se ve comprometida y se pasa a una bifurcación catastrófica de acuerdo a las predicciones del modelo gráfico de curva-catástrofe. Así, se predice que los cambios de cobertura por deforestación ocurrida por desmontes mecanizados y rolados con siembra de pasturas en grandes extensiones, generan patrones de tendencias decrecientes, no lineales y negativas, en una serie temporal retrospectiva de indicadores de la cobertura vegetal. A escala regional, la disminución drástica de la cobertura vegetal en áreas elevadas incrementa la fuga de recursos (agua y nutrientes) y esto se pone en evidencia con una tendencia creciente de la cobertura vegetal en áreas bajas de la cuenca de Salinas Grandes.

Se analiza la dinámica de la vegetación debido a las perturbaciones como los desmontes teniendo en cuenta la variabilidad de la matriz física, especialmente de las precipitaciones, los tipos de suelos y los efectos geomorfológicos que controlan la vegetación (McAuliffe, 1994; Bestelmeyer *et al.*, 2009). Se utiliza el protocolo propuesto por Washington-Allen *et al.* (2006) para estudiar la dinámica de la vegetación con sensores Landsat TM (Washington-Allen *et al.*, 2006) y series temporales retrospectivas del Índice Verde Normalizado (NDVI) invernal derivadas de la reflectividad espectral del sensor Landsat5. Se asume que los valores de NDVI invernal son indicadores de la presencia de cobertura persistente (Washington-Allen *et al.*, 2004), especialmente de vegetación leñosa perennifolia o caducifolia de amplio rango estacional de crecimiento foliar (Iglesias *et al.*, 2010). El análisis de series temporales se realiza para identificar los patrones de las tendencias, las tasas de cambio de la cobertura vegetal, su heterogeneidad (desvíos estándares del NDVI), los estados estables, los cambios significativos en la autocorrelación temporal de las medias y los desvíos estándar

res del NDVI invernal (desarrollo de umbrales) (Washington-Allen *et al.*, 2006; 2008; Aguilar *et al.*, 2012). El objetivo del presente trabajo es evaluar el efecto de los desmontes sobre los patrones espacio-temporales de la vegetación a escala regional, en una zona que incluye serranías, llanura y salinas de la cuenca de las Salinas Grandes, mediante el análisis de una serie temporal de 27 años de NDVI de la estación invernal. Así, ante el acelerado avance de las deforestaciones en zonas áridas, es urgente evaluar su impacto a escala regional, teniendo en cuenta que estos ecosistemas están controlados por factores de no-equilibrio (factores físicos de estrés, perturbaciones estocásticas y de manejo) para poder realizar una revisión crítica de las prácticas actuales del manejo del paisaje y fundamentar acciones de mitigación antes que los cambios conduzcan a la desertificación.

Área de estudio

La zona analizada (Figura 1) comprende aproximadamente 500000 hectáreas, localizadas en la Llanura Occidental (400 a 200 msnm) entre las Sierras del Norte y las Salinas Grandes (Capitanelli, 1979a) en la provincia de Córdoba, Argentina. Se desarrollan suelos Aridisoles de carácter salino-alcálico y Molisoles (Jarsún *et al.*, 2003). Desde el punto de vista climático, el área de estudio pertenece al Dominio semi-desértico de las planicies del Noroeste, con excesivo déficit de agua (-650 mm) y sin invierno térmico (tipo Quilino) (Capitanelli, 1979b), lo que ubica a la región dentro del clima semiárido-árido.

La vegetación original es el bosque xerofítico abierto caracterizado por un estrato arbóreo que alcanza entre 6 y 8 m de altura compuesto por *A. quebracho-blanco*, *Prosopis flexuosa*, *Ziziphus mistol*, *Prosopis torquata* y *Stetsonia coryne*. El estrato arbustivo varía entre 3 y 4 m de altura con una cobertura entre un 40 y 70%, y las especies dominantes son *Mimozyanthus carinatus*, *Larrea divaricata*, *Acacia furcatispina* y *Cercidium australe* (Zak y Cabido, 2002).

Las Salinas Grandes (4700 km²) forma parte de uno de los sistemas hipersalinos más

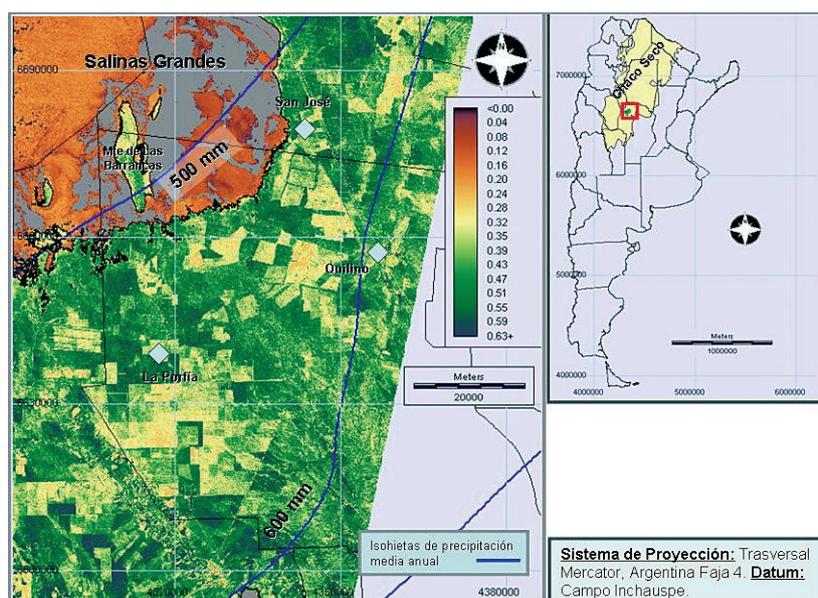


Figura 1. Localización de la región de estudio en el noroeste de la provincia de Córdoba, en base a una Imagen NDVI de Landsat5 (Path 230, Row 81) (Izquierda) en la región del Chaco Seco de Argentina (Derecha).

grandes del mundo (Dargám, 1995). El Monte de las Barrancas es una «isla» dentro de las salinas con barrancas de hasta 7 metros de altura con una superficie de 7656 ha y los bajos salinos desprovistos de vegetación presentan anegamientos periódicos (Dargám, 1995). En la periferia de las Salinas Grandes se presenta una fisonomía tipo estepa, donde predomina la vegetación achaparrada y baja, adaptadas a suelos de alto contenido salino: *Allenrolfea patagonica*, *Heterostachys ritteriana*, *Atriplex sp.*, *Cyclolepis genistoides*, *Maytenus vitisidaea*, *Lycium sp.*, *Monanthochloe acerosa* y *Geoffroea decorticans* (Zak y Cabido, 2002).

Los ganaderos de grandes estancias de la región en estudio han adoptado la práctica de convertir la vegetación leñosa de bosques y arbustales en pastizal con el objeto de «mejorar» la productividad ganadera. El proceso de conversión comienza con el uso de máquinas pesadas para derribar la vegetación (topado) y normalmente, sólo se conservan los grandes árboles. La vegetación derribada es «picada» y aplastada por el rolo que con sus cuchillas produce incisiones en la tierra (rolado). Se realiza una remoción superficial para poder sembrar la semilla de la pastura. Los pastos son especies megatérmicas perennes de los géneros *Panicum sp.* y *Cenchrus sp.* y de esta manera

son sembrados en todo el área despejada (Kunst *et al.*, 2012). Además, la siembra de pastos estimula el aumento de la carga animal lo que incrementa a su vez la presión sobre la vegetación nativa remanente. En muchos casos el rolado debe repetirse cada cuatro años para poder controlar el rebrote de las especies arbustivas. El resultado final es la transformación de bosques en fisonomías de sabanas, arbustales espinosos densamente ramificados desde la base, el aumento de suelo desnudo y la posibilidad de salinización de los suelos (Barchuk *et al.*, 2007).

Material y métodos

Datos. Se construyó una serie temporal de 27 años (1984-2010) del satélite Landsat, sensores TM y ETM+ (Path 230, Row 81), resolución de 30 metros, una escena por año (Tabla 1) correspondiente a la estación seca (invierno) para destacar la señal de la vegetación permanente (Washington-Allen *et al.*, 2004; Washington-Allen *et al.*, 2008) que posee una gran amplitud fenológica (Iglesias *et al.*, 2010). Las imágenes ortorectificadas con corrección de radiancia (Chander y Markham, 2003), de acceso libre, corresponden a la base de datos de *Ins-*

Tabla 1. Base de Datos de imágenes Landsat5 de la Serie Temporal 1984-2011 (Path 230, Row 81). Las fechas de adquisición van desde la mitad del otoño hasta fin del invierno. El error medio cuadrático (RMS) se calculó con 25 puntos de control

Año	Fecha	Sensor	RMS	Año	Fecha	Sensor	RMS
1984	30/09/1984	TM 5	12.17	1998	19/07/1998	TM 5	9.37
1985	13/06/1985	TM 5	13.56	1999	6/7/1999	TM 5	10.37
1986	19/08/1986	TM 5	7.31	2000	24/07/2000	TM 5	12.98
1987	11/6/1987	TM 4	13.021	2001	27/07/2001	TM 5	12.62
1988	5/6/1988	TM 5	15	2002	7/7/2002	ETM+	13.47
1989	18/07/1989	TM 5	13.81	2003	15/06/2003	TM 5	14.48
1990	29/07/1990	TM 5	14.54	2004	17/06/2004	TM 5	10.78
1991	17/08/1991	TM 5	12.93	2005	8/9/2005	TM 5	14.2
1992	18/07/1992	TM 5	14.47	2006	25/07/2006	TM 5	13.01
1993	7/9/1993	TM 5	13.15	2007	12/7/2007	TM 5	10.74
1994	22/06/1994	TM 5	10.95	2008	16/09/2008	TM 5	11.07
1995	12/8/1995	TM 5	10.01	2009	1/7/2009	TM 5	11.98
1996	20/07/1996	TM 5	11.27	2010	21/08/2010	TM 5	10.88
1997	16/07/1997	TM 5	12.73	2011	04/05/2011	TM 5	14.50

tituto Nacional de Pesquisas Espaciais de Brasil, INPE (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>). Para la georeferenciación se aplicó el módulo *Resample* de Idrisi Taiga (Eastman, 2009) con veinte puntos de muestreo para estimar el error cuadrático medio (RMS promedio de 15 m) en el sistema de coordenadas proyectadas Argentina Faja 4 de Transversal Mercator, Datum Campo Inchauspe 98. Las correcciones radio-atmosféricas se hicieron con el método por sustracción de cuerpos oscuros y para estos fueron apropiados los valores de Números Digitales del lago Cruz del Eje obtenidos directamente de la imagen satelital (Chávez, 1996).

El NDVI como indicador ecológico. El NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) tiene valores muy similares a la fracción de radiación absorbida sobre la incidente fotosintéticamente activa (FAPAR) (Hunt *et al.*, 2003), y el status y productividad de la cobertura vegetal (Paruelo y Golluscio, 1994; Washington-Allen *et al.*, 1998; Sellers, 1985; Ramsey *et al.*, 2004). Se calcularon los índices verdes normalizados NDVI a partir de las bandas según la siguiente ecuación: $NDVI = (IR - R) / (IR + R)$, cuyos valores van de +1 (máxima actividad fotosintética) hasta -1 con ausencia total de vegetación. Para estimar las desviaciones estándar de NDVI se aplicó una ventana móvil de 5×5 píxeles.

Relación entre cobertura y NDVI. A fin de examinar la relación entre la cobertura le-

ñosa y el NDVI, se tuvo en cuenta los tipos de vegetación, el uso y las formas de vida componentes y se siguieron las siguientes etapas (Ramsey *et al.*, 2004): 1. Recolección de datos en sitios de control a campo. Para ello fueron seleccionados 36 sitios de referencia en base a los conocimientos previos de la zona (Zak y Cabido, 2002; Barchuk *et al.*, 2007; Britos *et al.*, 2011) y la accesibilidad. Se registraron *in situ* datos de cobertura de los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, altura, la especie más frecuente por estrato, los usos de la tierra y la presencia de indicadores de incendios pasados, que permitieron identificar los tipos de cobertura de la vegetación. Las clases de cobertura de vegetación fueron discriminadas en (1) Arbustal, (2) Bosque, (3) Desmonte y (4) Suelo desnudo. Las unidades de muestreo se situaban con un Geo Posicionador Satelital controlando que no hubiese mezcla de coberturas y que abarcase como mínimo 8000 m², es decir, que se correspondieran con 9 píxeles (30×30 m) de la escena Landsat TM de mayo de 2011. 2. Procesamiento de imágenes. Los 36 polígonos correspondientes a los cuatro tipos de vegetación fueron digitalizadas en la imagen de NDVI previamente construida. Cada vector se solapó sobre la imagen de NDVI y se obtuvieron los valores promedios de NDVI. 3. Análisis de regresión. Se utilizó la regresión simple para analizar la relación entre NDVI y la cobertu-

ra vegetal por estrato. El mejor ajuste se logró con la suma de la cobertura arbórea y arbustiva; la cobertura herbácea no tuvo significancia en el modelo.

Relación entre precipitaciones y NDVI. Se analizó la relación entre las series temporales de lluvia de tres estaciones meteorológicas (La Porfía, San José de las Salinas, Quilino) y de los valores de NDVI invernal de Landsat5 correspondientes a las fechas citadas en la Tabla 1. En cada fecha se extrajeron los datos promedios de NDVI de un círculo de 1.5 km de radio con respecto a la localización de la estación meteorológica. Se obtuvo además la precipitación acumulada entre junio-julio de cada año hidrológico desde junio 1983 hasta julio de 2011. Para la determinación del grado de dependencia lineal existente entre ambas variables se aplicó el análisis de correlaciones cruzadas, ya que se conoce que existe hasta un año de retraso en la respuesta de la vegetación con respecto a la lluvia acumulada en la estación anterior (Iglesias *et al.*, 2010). Conceptualmente, la función de correlación cruzada es análoga a la función de autocorrelación, donde las correlaciones no son obtenidas entre observaciones de una misma serie, sino entre dos series diferentes, en este caso precipitación y NDVI (suavizados mediante medias móviles, $N = 3$). La confiabilidad de estas estimaciones se determinó con una prueba estadística «F» de Fisher con un nivel de significancia de 0.05% (Di Rienzo *et al.*, 2009). En el análisis se tuvieron en cuenta los tipos de unidades de cobertura presentes (Bosque, Desmonte, Suelo Desnudo y Arbustal) dentro del radio de 1,5 km para interpretar la relación estudiada.

Patrones de Tendencias de NDVI y de los Desvíos Estándares de NDVI (Figura 2). Se utilizó el algoritmo *K-Means* (Richards y Jia, 1999) del Software Idrisi Taiga para clasificar de manera no supervisada las firmas espectrales de NDVI de las 27 imágenes consideradas, hasta 16 clases discretas de tendencias (Washington-Allen *et al.*, 2006) de NDVI y sus Desvíos Estándar. Los criterios de clasificación de este algoritmo fueron: centroides de semilla al azar; máximo número de iteraciones = 50, porcentaje píxeles migrantes $> \hat{\alpha} = 1\%$ y solapamiento de *clusters* con proporción de píxeles

menor o igual al 1%, se logró un rápido agrupamiento heurístico de los datos por suma de cuadrados medios (Eastman, 2009). Luego se procedió a la extracción de las Medias y los Desvíos Estándar de NDVI por clase de agrupamiento en la serie temporal 1984-2010.

Los datos de las series temporal de Medias y de Desvíos Estándar fueron analizados mediante los Modelos Lineales, Generales y Mixtos (Di Rienzo *et al.*, 2009) teniendo en cuenta que los datos no son independientes interanualmente y que la varianza no es homogénea, aspecto no considerado en el protocolo de Washington-Allen *et al.* (2006). Mientras que para la interpretación fueron igualmente válidos los análisis de regresión que permiten caracterizar la dirección de una tendencia (Yafee y McGhee 2000). Así la pendiente (β) es una medida de la dirección de la tendencia (es decir, si es $[0]$ es estable, $[+\beta]$ incrementa y $[-\beta]$ disminuye), y la magnitud del coeficiente de determinación (R^2) de un polinomio lineal o regresión mide la fuerza de la tendencia (Yafee y McGhee, 2000; Washington-Allen *et al.*, 2006).

Las series fueron suavizadas mediante un filtro de medias móviles ($n = 3$), con lo que se consigue remover efectos estocásticos (Yafee y MacGhee, 2000). Se justifica esta transformación en la medida de que si bien no hay estrato herbáceo, se reduce otros efectos de estacionalidad en la vegetación leñosa y toman más potencia los valores significativos. Posteriormente, con las tendencias analizadas por clase mediante los modelos Modelos Lineales, Generales y Mixtos, se procedió a agrupar aquellas tendencias lineales con ajuste significativo. La pendiente define la tasa de cambio y se pudo categorizar las tendencias en crecientes y decrecientes, mientras que aquellos coeficientes no significativos, se los asignó como estables. El producto final fueron mapas de tendencias regionales de NDVI invernal y Desvíos Estándar.

El Análisis de la Autocorrelación temporal (ACF) permite detectar dentro de la serie para un determinado período o *lag*, valores de alta y significativa correlación entre los datos (Hill y Lewicki, 2007), de esta manera se pueden establecer los períodos o etapas donde se presentan cambios de estado (Washington-Allen

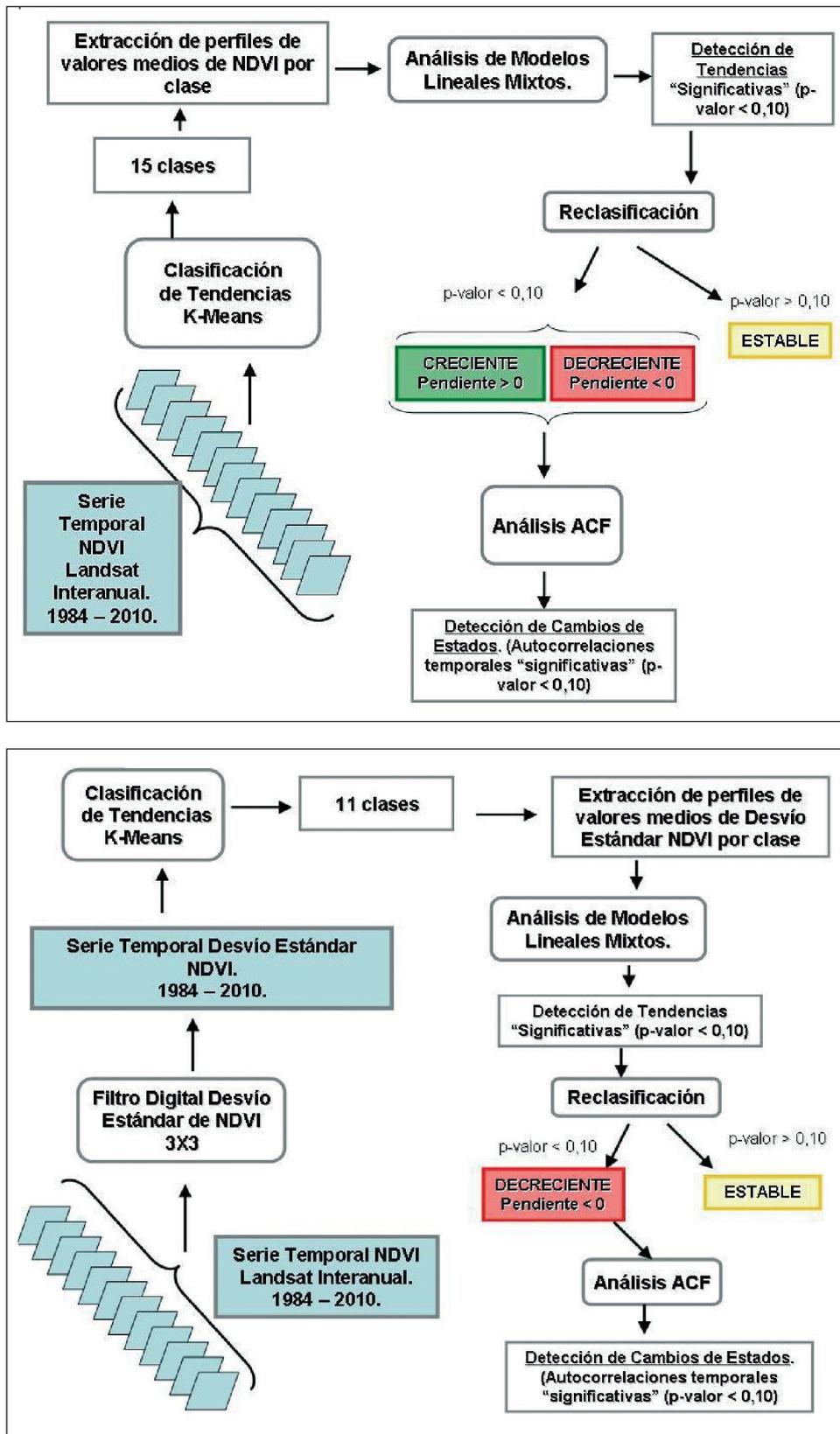


Figura 2. Diagramas del procedimiento de análisis de las series temporales de NDVI, el NDVI medio (arriba) y de los desvíos estándar del NDVI (abajo).

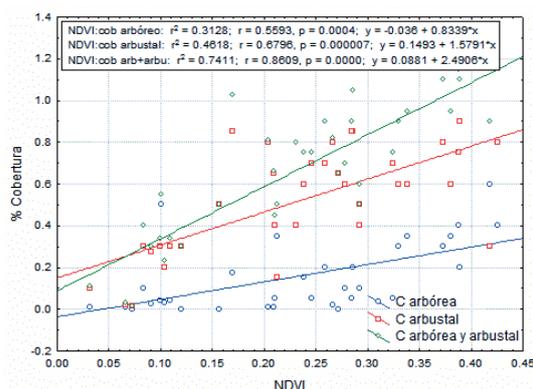


Figura 3. Análisis de regresión lineal entre el NDVI y la fracción de cobertura vegetal (C: cobertura).

et al., 2006). Si la autocorrelación es positiva, implica mejoramiento en el NDVI o cobertura y si es negativa, disminución de la misma en la serie temporal. El punto o *lag* donde los datos se correlacionan entre sí significativamente, nos sugiere la cercanía del umbral (Washington-Allen *et al.*, 2006) dentro de la serie. Entonces, para el análisis de los cambios de estados o umbrales se procedió a extraer los valores medios de las categorías de tendencias crecientes, decrecientes y estables.

Finalmente, se integraron los mapas de tendencias de Medias de NDVI y Desvíos Estándar de NDVI mediante el análisis de una matriz de tabulación cruzada. También se compararon los mapas de tendencias hallados de NDVI con los mapas de clasificación de usos de la tierra (unidades de cobertura Bosque, Arbustal, Desmontes y Suelos Desnudos) y el de clasificación de Órdenes de Suelos de la región (Jarsún *et al.*, 1989).

Resultados

Relación entre NDVI con los tipos de cubierta vegetal. El análisis de regresión lineal del NDVI como sustituto de la cobertura y la fracción de cobertura vegetal registrada a campo, permitieron interpretar las magnitudes de los cambios de cobertura en los patrones de tendencias detectados en este trabajo. Del análisis resultó que el mejor ajuste ($P = 0.000$) está entre la cobertura leñosa observada con la cobertura arbórea más la cobertura arbustiva y con un R^2 de 0,74 (Figura 3).

Relación entre lluvias y NDVI. En la Tabla 2 se presentan los datos promedios de NDVI extraídos de un círculo de 1,5 km y los valores promedio anuales de lluvias (27 años hidrológicos que varían de junio a julio de cada año). En general, se pone en evidencia que no existe dependencia lineal el NDVI y las precipitaciones acumuladas con distintos períodos de retraso (*lags*) medido en años. Solamente la estación La Porfía presentó acoplamiento con las lluvias del año ($p < 0,05$), sitio que se caracteriza por una alta proporción de desmontes recientes y suelos desnudos.

Tendencias de la media y de los Desvíos Estándar de NDVI invernal. Existen tres grupos de tendencias de NDVI bien diferenciados, las tendencias con valores positivos de pendientes, las negativas y las tendencias no significativas que denominamos «estables». El modelo de clasificación K-medias puso en evidencia 15 categorías de tendencias de las cuales sólo cinco registran tendencias lineales significativas (Tabla 3). Las tendencias positivas

Tabla 2. Valores porcentuales por unidad de cobertura y análisis de las correlaciones cruzadas de las series temporales interanuales de lluvias y NDVI

Atributo	San José de Las Salinas	Quilino	La Porfía
Bosque	27.0%	8.9%	25.4%
Desmonte	52.5%	56.9%	55.8%
Suelo Desnudo	0.7%	7.0%	11.3%
Arbustal	19.8%	27.2%	7.5%
Media de lluvia (mm)	654.9	666.9	568.1
Media NDVI	0.44	0.46	0.42
DE NDVI	0.13	0.12	0.13
<i>lag</i> significativos (p -valor menor a 0.05)	NS	NS	0
Valor de correlación	—	—	0.43
Año del desmonte	1984	1992	1995

Tabla 3. Estadísticos de ajuste de tendencias para las distintas clases obtenidas por clasificación no supervisada de la serie temporal (1984-2010). Media de NDVI y Desvíos Estándar (DE) estimado a partir de una ventana de 150 m

Media NDVI					DE NDVI				
Clases	Coef.	R^2	p -valor	Categoría	Clases	Coef.	R^2	p -valor	Categoría
1	0.0016	0.12		estable	I	0.0002	0.35		estable
2	0.0019	0.12		estable	II	-5E-04	0.34		estable
3	0.0009	0.08		estable	III	-9E-04	0.64	0.001	decreciente
4	0.0121	0.5	0.03	creciente	IV	-6E-04	0.52	0.02	decreciente
5	-0.0007	0.01		estable	V	0.0001	0.09		estable
6	-0.0034	0.01		estable	VI	-3E-04	0.44	0.05	decreciente
7	0.0004	0.03		estable	VII	-4E-04	0.21		estable
8	-0.0039	0.02		estable	VIII	0	0		estable
9	-0.008	0.35	0.02	decreciente	IX	0	0.07		estable
10	0.001	0		estable	X	-7E-04	0.32	0.08	decreciente
11	0.0048	0.32	0.05	creciente	XI	-0.001	0.36	0.08	decreciente
12	0.0059	0.26	0.07	creciente					
13	-0.0003	0.06		estable					
14	-0.008	0.52	0.0005	decreciente					
15	0.0033	0.17		estable					

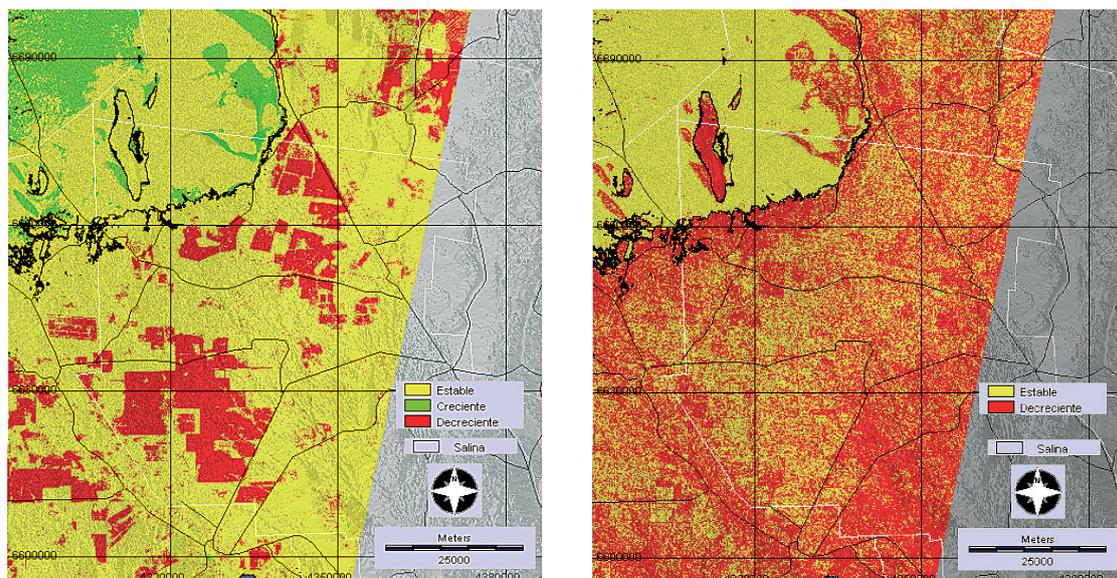


Figura 4. Clasificación de los patrones de Tendencias de Media de NDVI (Izquierda) y Desviación Estándar de NDVI (Derecha) para el área de estudio.

incluyen a las clases 4 (p -valor = 0,039, R^2 = 0,50), 11 (p -valor = 0,058, R^2 = 0,32) y 12 (p -valor = 0,074, R^2 = 0,36) y se localizan principalmente en las Salinas Grandes (Figura 4). Las tendencias negativas incluyen a las clases 9 (p -valor = 0.02, R^2 = 0,35) y 14 (p -valor = 0,0005, R^2 = 0,52) y se localizan en la llanura (Figura 4). Los valores de R^2 son bajos y los p -valores no son significativos para el resto de las categorías clasificadas.

En el mapa de los Desvíos Estándar de NDVI se integra por 11 clases de tendencia. De ellas sólo cinco clases (III, IV, VI, X y XI) responden a una tendencia lineal significativa, todas con pendientes negativas, por lo tanto, la tendencia corresponde a Desvíos Estándar de NDVI decreciente. De éstas tendencias, las clases III y IV muestran valores estadísticos significativos con p -valores < 0,05 y R^2 > 0,50), mientras que para las clases VI, X y XI se acep-

tan como significativos p-valores menores a 0.10.

Para el caso de la clasificación de los Desvíos Estándar de NDVI se observa claramente que la zona de Salinas presenta parches muy compactos en áreas asociadas a bañados, lagunas y el «Monte de Las Barrancas», mientras en el resto de la Salina predomina la tendencia Estable. Por otro lado, el patrón de Desvíos Estándar decreciente se halla disperso en muchos parches en el área de llanura, en los bordes al Sur y Sur Este de las Salinas y en el área de Sierras, al Sur de la imagen (Figura 4).

Función de Autocorrelación. La Media de NDVI Creciente presenta una autocorrelación significativa hasta el *lag* 2 y en general luego continúa dentro de la banda del 95%. Para el caso de la Media de NDVI decreciente, se observa la presencia de un salto de correlación negativa en los *lags* 10 y 11 y hacia el final de la serie (*lag* 15). En el resto de las categorías no hay correlaciones temporales significativas entre los datos de NDVI medio invernal. Los Desvíos Estándar de NDVI decreciente muestran valores significativos de correlación positiva los *lags* 1, 2, 3 y 5, luego los valores de autocorrelación se muestran dentro de los límites de la banda de correlación no significativa (95% de nivel de confianza), para convertirse en valores de correlación negativa significativos al final de la serie en los *lags* 14 y 15 (Figura 5).

En la Figura 6 se pueden observar los perfiles agrupados de las Medias de NDVI invernal con tendencias creciente (tasa anual = 0.7%, $R^2 = 0.6$ y p -valor = 0.0015) y decreciente (tasa anual = -0.39% anual, $R^2 = 0.32$ y p -valor = 0.047). También, se pone en evidencia que a partir del año 2004, momento en que la autocorrelación se hace significativamente negativa para la tendencia decreciente, se evidencia un aumento de la tendencia creciente por encima de la media hasta el final del período analizado. Los perfiles de la dinámica de Desvíos Estándar presentan tendencias claramente decrecientes (tasa anual = -0.05%, $R^2 = 0.59$ y p -valor = 0.0078), principalmente a partir del año 1999 (Figura 6, abajo).

Relación entre las Unidades de Cobertura, los tipos de suelos y las tendencias. La ten-

dencia estable domina en las categorías Bosque y Arbustal, La tendencia decreciente caracteriza a las categorías Desmontes y Suelo Desnudo y todas se localizan en la llanura. La Salina contiene a la superficie con tendencia de NDVI invernal creciente, implicando el 20% de la superficie clasificada como tal (Figura 7).

La mayor expansión de la tendencia de NDVI decreciente se desarrolla en más del 20% de la superficie que ocupan los suelos Mollisoles, representan un 18% de la superficie de los suelos Aridisoles y en una cantidad menor (5%) se localiza en los suelos Entisoles. Estos últimos presentan una alta proporción de tendencias de NDVI estables. Los suelos clasificados como de Salinas poseen una alta proporción de NDVI creciente, es decir, más del 35% de la superficie Salina aparece con valores de NDVI creciente (Figura 8).

Análisis de tabulación Cruzada de Tendencias. En el mapa de distribución espacial de tendencias (Figura 9) son notables los parches de formas «apotreras» o campos de formas geométricas, es decir con bordes rectilíneos que caracterizan a las superficies con tendencias de NDVI decreciente; a su vez, estos parches presentan tendencias de desvíos estándar estables y decrecientes. Se localizan claramente en toda el área de la llanura central y se observan algunos parches de formas más irregulares en áreas de sierras. La tendencia de Media de NDVI decreciente y Desvíos Estándar decreciente alcanza el 8% de la superficie total (Tabla 4), mientras que las tendencias NDVI Medio Decreciente en general alcanzan el 16% de la superficie analizada de llanura de la cuenca. Por otra parte, las categorías de NDVI Creciente con Desvíos Estándar decreciente se observan (Figura 9) en áreas más bajas de la cuenca dentro de las Salinas Grandes. Ésta categoría abarca el 2% de la superficie analizada (Tabla 4). Las áreas compactas de NDVI creciente con Desvío Estándar estable son identificadas visualmente en zonas de borde de Salinas, áreas de derrames de los bordes de las Salinas y en parches alargados en el sector Noroeste de la imagen. En toda el área la categoría NDVI creciente que se desarrolla en una amplia zona de Salinas abarca cerca del 8% de la superficie del área.

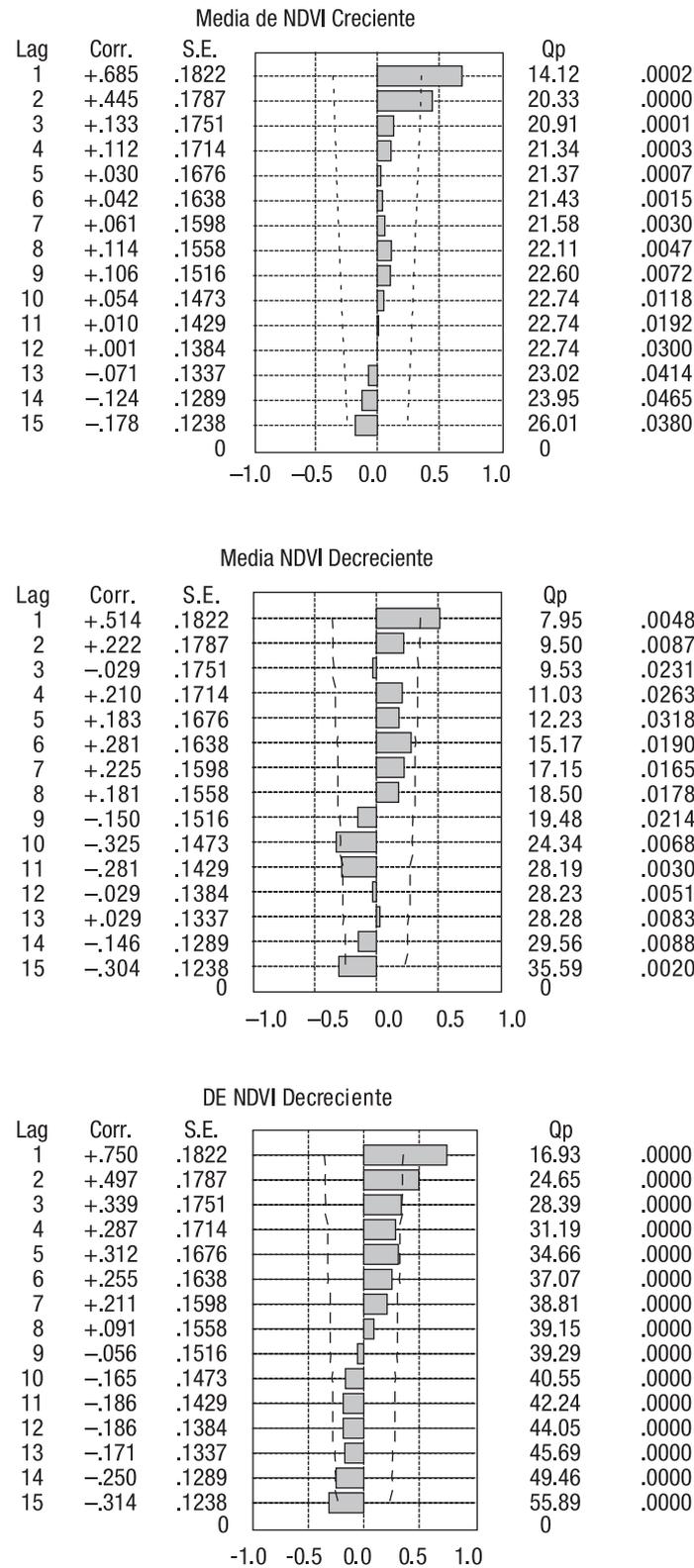


Figura 5. Función de Autocorrelación para las tendencias significativas de la Media (creciente y decreciente) de NDVI y de Desviación Estándar de NDVI (decreciente). Las líneas punteadas muestran los límites de correlación significativa (95% de nivel de confianza), por lo tanto, los valores de NDVI fuera de estas bandas presentan una autocorrelación significativa para los intervalos de tiempo.

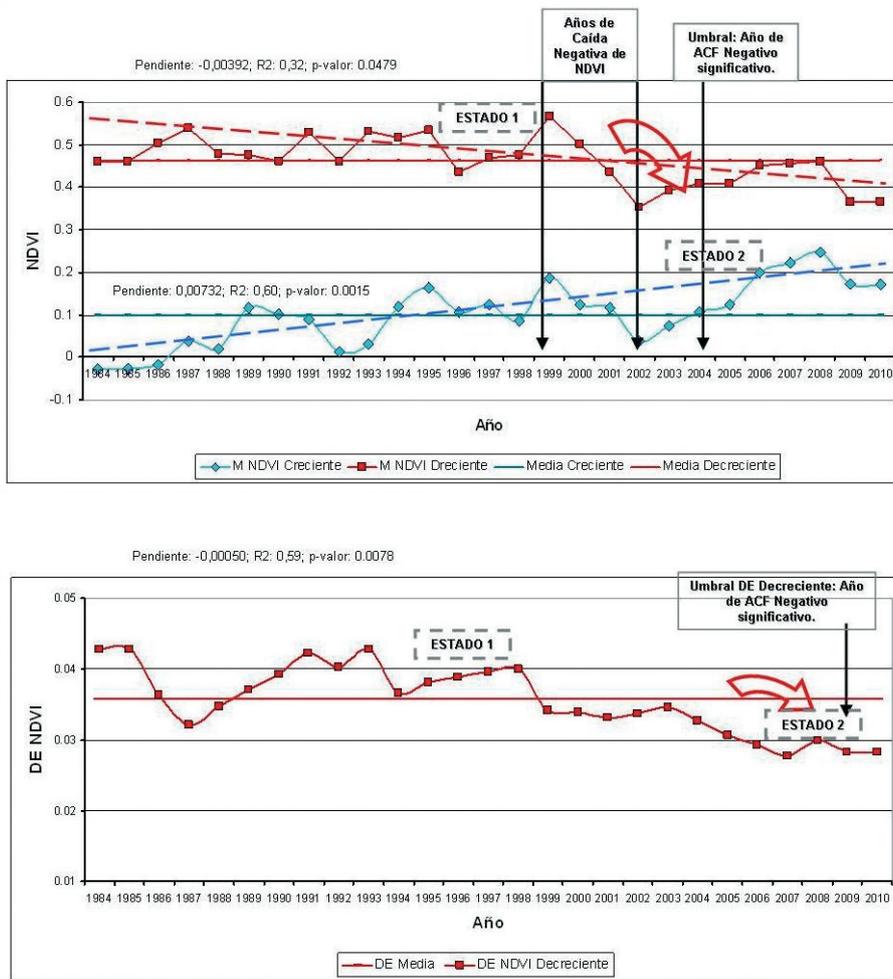


Figura 6. Dinámica y tendencias de las Medias de NDVI invernal (arriba) y Desviación Estándar de NDVI invernal (abajo) significativos para el área de estudio en la cuenca de las Salinas Grandes durante 27 años. Se indican los años de cambios significativos de la función de autocorrelación (ACF).

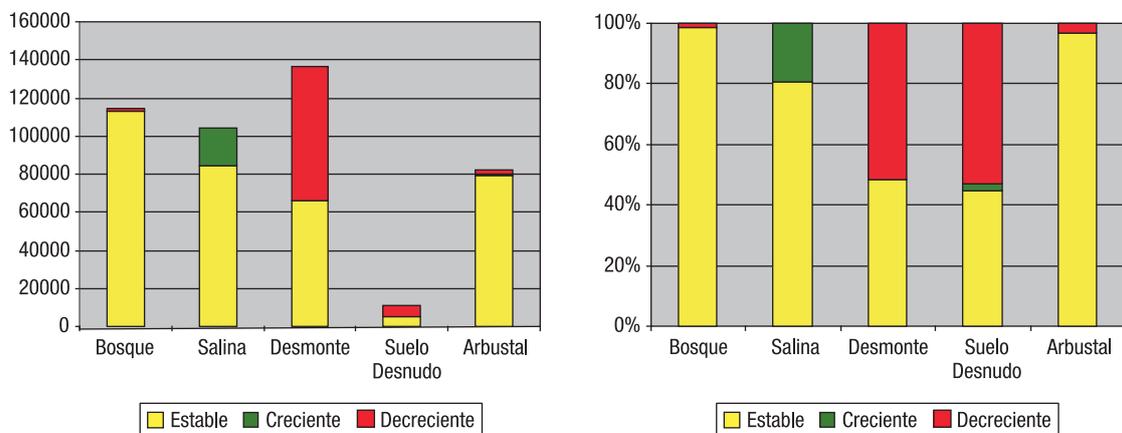


Figura 7. Relación entre las Tendencias de NDVI clasificadas y las Unidades de Cobertura, la magnitud de la superficie está expresada en hectárea (izquierda) y en proporciones (derecha).

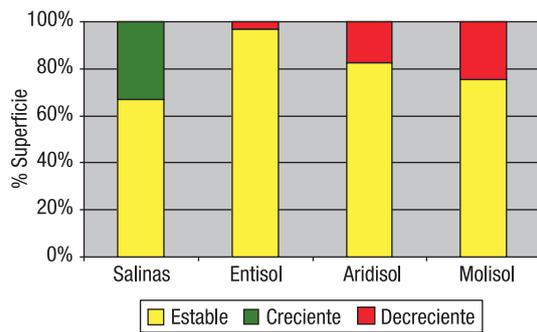


Figura 8. Relación entre las Tendencias de NDVI y los órdenes de suelos.

Discusión

En el presente trabajo se pudieron analizar los cambios de la vegetación de una porción de la cuenca de las Salinas Grandes, tomando en cuenta el modelo de curva catástrofe para la interpretación de su dinámica en condiciones de no-equilibrio (Washington Allen *et al.*, 2006; Scheffer *et al.*, 2009). Los valores de NDVI invernal de la serie temporal Landsat TM (1984-2010) representaron adecuadamente los valores de cobertura de los estados suelos

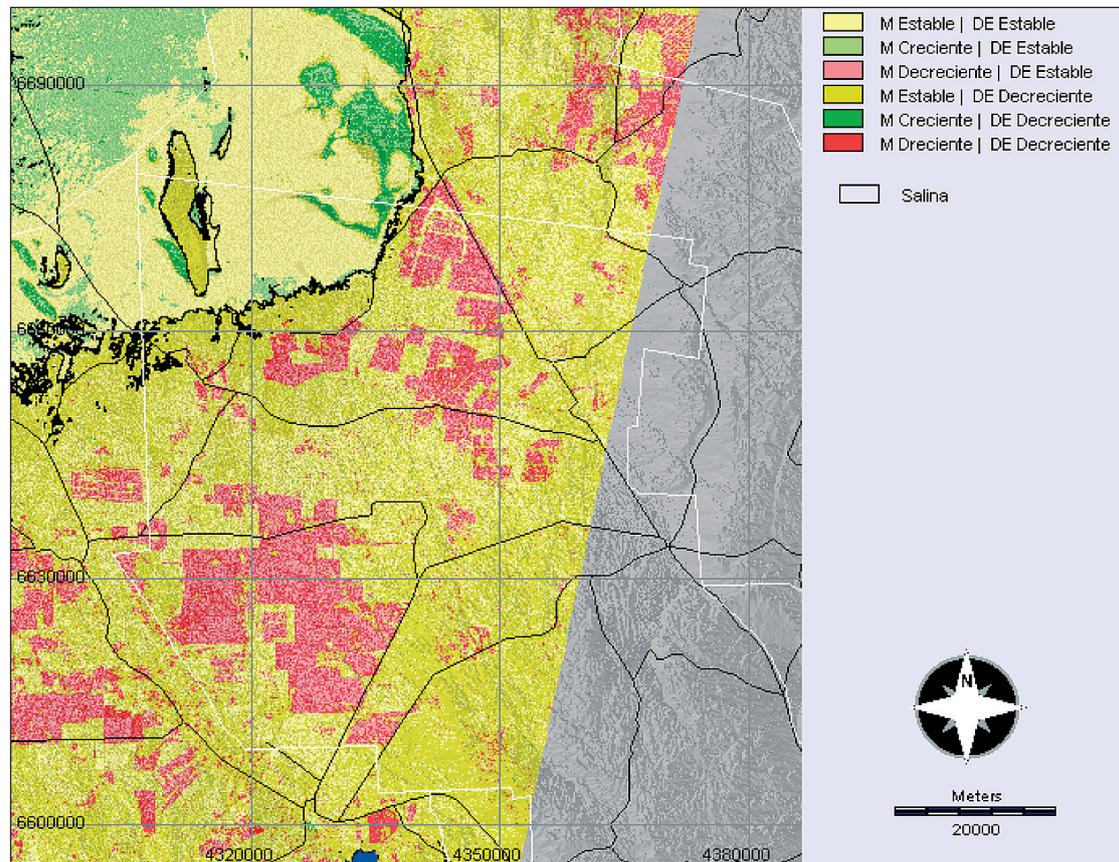


Figura 9. Mapa resultante del análisis de tabulación cruzada de Tendencias de las Medias y Desvíos Estándar de NDVI.

Tabla 4. Superficie (ha) de las categorías resultante de la tabulación cruzada entre las tendencias de la Media y los Desvíos Estándar (DE) de NDVI

	Media NDVI Estable	Media NDVI Creciente	Media NDVI Decreciente	Total
DE Estable	262547.91	45666	59448.24	367662.15
DE Decreciente	312613.11	13880.25	63154.89	389648.25
Total	575161.02	59546.25	122603.13	757310.4

desnudos, pastizales o desmontes, arbustales y bosques. Así, los análisis de regresión entre los valores del NDVI y las distintas formas de cobertura confirmaron la relación entre NDVI invernal y la vegetación permanente al igual de los datos obtenidos para otros lugares del mundo (Ramsey *et al.*, 2004, Washington-Allen *et al.*, 2004) y para la vegetación leñosa del Chaco Árido. Además, se pudieron interpretar a las perturbaciones que impactan en la cobertura manera creciente (desmontes mecanizados con rolados frecuentes para el control de leñosas) y el estrés dado por los factores físicos (suelo/precipitaciones/Salinas) como factores de control de no-equilibrio. Sin embargo, la escasa relación entre NDVI invernal y lluvias anuales acumuladas de la estación previa, nos permite suponer escasa influencia de las lluvias estivales en la señal de NDVI Landsat TM invernal. Cabe señalar que en los sitios donde se encontró una correlación cruzada significativa con las lluvias ya existían desmontes desde hace varios años atrás, lo que permite deducir que la vegetación expresada en la señal espectral corresponde a la vegetación herbácea y arbustiva de bajo porte. Se conoce que el estrato herbáceo es altamente dependiente de las lluvias mientras que las especies perennifolias y caducifolias presentan una gran amplitud fenológica (Hill y Donald, 2003; Iglesias *et al.*, 2010). En general las coberturas de especies leñosas de más porte como las arbóreas de Chaco Árido tienen más influencia en el NDVI invernal, debido a su capacidad de explorar en profundidad con sus raíces para obtener el agua y mantener la foliación (Giordano *et al.*, 2011; Villagra *et al.*, 2011), aunque en la época invernal las especies perennifolias esclerófilas son las que dominarían la señal, mientras que las caducifolias perderían sus hojas luego de un periodo fenológico de más de 9 meses (Iglesias *et al.*, 2010).

Desmontes en áreas de NDVI decreciente en la Llanura de Bosque Chaqueño

La serie temporal Landsat demuestra que en áreas donde ha ocurrido desmontes y hay presencia de suelos desnudos, especialmente so-

bre suelos Molisoles y Aridisoles, se desarrollan tendencias de NDVI decreciente. Ésta abarca a un 16% de la superficie de la cuenca en el área de llanura de Bosque Chaqueño y de esta superficie, la mitad se halla con una tendencia de desvío estándar decreciente; lo que implica una progresiva homogeneización de la cobertura que acompaña a la pérdida de la misma. Los cambios de correlación temporal significativa en esta serie de datos de NDVI implican que en los últimos 6 años (a partir del lag 10) ha habido una caída significativa de la cobertura invernal en el área analizada.

Si relacionamos las imágenes clasificadas de tendencias con las unidades de cobertura/usos de la tierra, se interpreta que la disminución del NDVI se debe a los desmontes como uso de la tierra, coincidiendo además con grandes parches donde la tendencia de la desviación estándar de la cobertura, disminuye. La literatura muestra que los desvíos estándares del NDVI invernal reflejan los cambios de la heterogeneidad espacial de la cobertura, cuando cambia el balance entre suelo desnudo y los parches de vegetación (Washington-Allen *et al.*, 2008; Aguilar *et al.*, 2012). El análisis de tendencia de la desviación estándar del NDVI fue una medida apropiada de la heterogeneidad espacial. En otras investigaciones también encontraron relaciones de la variabilidad del NDVI con la heterogeneidad de hábitat (Oindo y Skidmore, 2002) y del paisaje. Así altos valores de desviación estándar de NDVI han sido relacionados con parches de vegetación más variables (Aguilar *et al.*, 2012) o que una alta probabilidad de píxeles con valores bajos de NDVI correspondan a una vegetación escasa o suelo desnudo (Washington-Allen *et al.*, 2008).

En las áreas detectadas donde el NDVI disminuye la tendencia decreciente de la desviación estándar implica el descenso de la variabilidad en la cobertura vegetal activa, a diferencia de las tendencias estables donde se verificaría respuestas más variables del NDVI. Ésta baja variabilidad de cobertura de NDVI «decreciente» nos sugiere que el carácter «permanente» de los valores bajos de NDVI lo que implica la degradación con carácter de «estados estables». Aquí la desertificación se manifiesta en la cobertura de vegetación baja, en

parches pequeños, con elevada proporción de suelo desnudo. Todo ello nos lleva a inferir que cambios de tipo bimodal o irreversible están ocurriendo en estas áreas (Scheffer *et al.*, 2001; Folke *et al.*, 2004; Rietkerk *et al.*, 2004). Hay que considerar que estas zonas aparte del desmonte sufrido por topado, rolado de leñosas y siembra de pasturas en el año inicial, son disturbadas frecuentemente con maquinaria pesada, cada tres o cuatro años, para controlar las arbustivas, resembrar pasturas y romper costros de suelos, con la consecuente efecto de deterioro de los mismos (Britos y Barchuk, 2008).

Por otro lado la tendencia de arbustales y bosques son muy similares, sugiriendo que la resiliencia es posible en ambos. Las características de ambas formas de vida mencionadas para estos ambientes xéricos son muy similares, especialmente en cuanto a las estrategias de resistir la sequía y de la utilización del agua (Villagra *et al.*, 2011). Ello implica que al menos en términos de cobertura de vegetación son discutibles: la condición de «estado degradado» y la tendencia a la desertificación de las tierras arbustizadas, además de las posibilidades de diseñar estrategias de recuperación con formas de vida arbustivas (Maestre *et al.*, 2009; Eldridge *et al.*, 2011).

Área de Salinas y tendencias de NDVI creciente

En la clasificación de todas las categorías con tendencia significativa de NDVI la tendencia lineal creciente es la que mejor ajusta, indicando la fuerza del proceso (Washington-Allen *et al.*, 2006). Los valores medios bajos de esta serie (Figura 6) sugieren que se trata posiblemente de un aumento de la cobertura de la vegetación baja y dispersa de las Salinas. Visualmente la categoría de NDVI bajo creciente se localiza en áreas bajas inundables de las Salinas Grandes, en los bordes y vías de escurrimiento adyacentes a las lomas medanosas donde existe la vegetación típica del Chaco Árido y en forma de parches alargados en el sector Noroeste del área de Salinas.

Aquellos valores de la tendencia de NDVI crecientes, y la tendencia de desvíos estándar estable podrían estar asociados a un mayor flu-

jo de agua en la cuenca. La clase de desvíos estándar estable se localiza en los bordes de las salinas y en los conos de entrada de agua a la misma. La clase desvíos estándar de NDVI decreciente se asocia a los sitios bajos de lagunas semi-permanentes presentes en las Salinas Grandes. En definitiva, parece que ocurre un aporte de agua extra y nutrientes provenientes de zonas aguas arriba, provocado por pérdidas de parches de captación de recursos (Ludwig *et al.*, 2004).

Los ajustes de la tendencia lineal sugieren que estos sistemas deforestados (NDVI decreciente, desvíos estándar decreciente) están perdiendo resiliencia y poseen una alta susceptibilidad de erosión, presentando fugas de recursos a escala de parche y redistribución de recursos a escala de paisaje (Ludwig *et al.*, 2004). Al igual que en otros ecosistemas, el paisaje se hace más susceptible a la erosión cuando ocurren pérdida de cobertura por desmontes, en conjunto con sequías y alta presión de sistemas de pastoreo con altas cargas tipo comercial (Washington-Allen *et al.*, 2010). La degradación producida por las altas cargas de animales para pastoreo en áreas desmontadas genera una disminución permanente e irreversible de la productividad de la vegetación a largo plazo (Wessels *et al.*, 2007). En cuanto al efecto de la sequía podemos agregar que los registros locales señalan un periodo de sequía extendida en el área desde el año 2008 hasta el 2010 (Britos y Basconcelo, 2011; CREAN, 2012).

¿Cambios permanentes?

Los procesos de cambio son producto de una fragmentación continua en los últimos 10 años y de grandes disturbios que provocaron importantes reducciones de la biomasa de bosque nativo en corto tiempo. Comprobamos aquí que este proceso de degradación y pérdida de cobertura se puede verificar en las tendencias de NDVI decreciente y los desvíos estándar decreciente, sugiriendo que existen zonas donde la extensión y la persistencia de los disturbios provocan una pérdida de biomasa que posee cierta «estabilidad» en la señal de NDVI invernal de la serie temporal. La pérdida de bio-

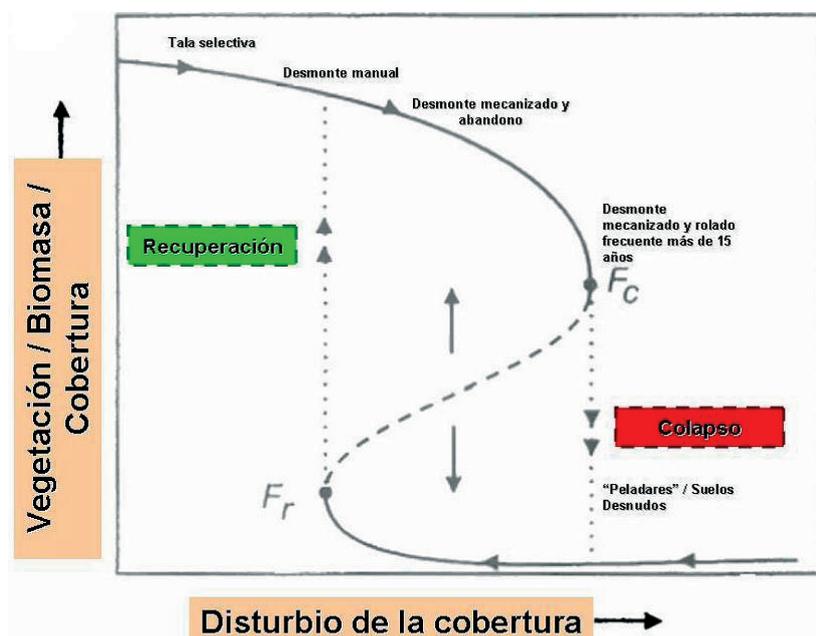


Figura 10. En el modelo de Curva Catástrofe se representa la respuesta de la cobertura de la vegetación leñosa ante los incrementos de las perturbaciones ocasionadas por los desmontes.

masa acompañada de la «homogenización» de los valores de NDVI de estas áreas sugiere condiciones de desertificación como consecuencia del aumento de limitación del agua de acuerdo a lo que predicen Dakos y colaboradores (2011).

Los datos del trabajo sugieren el modelo hipotético mostrado por la curva de histéresis (Figura 10). Es decir, de una situación de equilibrio (rama superior del curso de histéresis) estable dado por la estructura del bosque xerofítico se pasa a una situación continua de equilibrio inestable donde predomina el suelo desnudo. Interpretamos aquí que los cambios ocurridos en toda la región implican que las condiciones cambian suficientemente para pasar solo un umbral, se produce una transición abrupta a la rama inferior (Scheffer *et al.*, 2001). Desde aquí, hace suponer que el ecosistema exhibirá divergencia, es decir que a medida que se acrecientan las condiciones de estrés en la región la reversibilidad de los estados alternativos se ve comprometida o es posible que el ecosistema exhiba histéresis, lo que significa que las trayectorias de degradación y recuperación de la vegetación serán distintas en esta zona del modelo (Scheffer *et al.*, 2009),

pasando de una cobertura de bosque-arbustal uniforme a parches aislados de arbustivas y pastizales con abundante suelo desnudo. Sostenemos que la combinación NDVI decreciente y desvío estándar decreciente implica que la recuperación es extremadamente lenta y domina la tendencia al colapso, mientras que en el sistema con NDVI decreciente y desvío estándar estable, es una zona de inestabilidad donde aún persisten mecanismos de resiliencia (Washington-Allen *et al.*, 2008).

Implicancias de las tendencias y cambios

En la región, los datos muestran que la disminución de la cobertura en zonas de bosques localizadas en áreas elevadas de la cuenca con suelos Molisoles, se acompaña con una tendencia creciente al verdor de las áreas bajas en las Salinas. Esto sugiere la posibilidad de un fenómeno que integra ambas tendencias consistentes en un flujo de recursos hacia la zona baja de la cuenca de las Salinas Grandes. Varios autores reconocen que los rolados frecuentes implican un deterioro de la infiltración

especialmente en áreas elevadas, pérdida de la materia orgánica y nitrógeno por la excesiva mineralización, disminución de la fijación de nitrógeno, aumento de la susceptibilidad al fuego, con la consecuente pérdida de nutrientes y agua hacia afuera del sistema (Ludwig y Tongway, 2002; Kunst *et al.*, 2003). Volante y colaboradores (2012), para la región del Nor Oeste Argentino del Gran Chaco, informan que los desmontes no afectaban a la productividad primaria neta aérea, pero sí incrementaba la estacionalidad de la misma, disminuyendo en grandes extensiones la capacidad fotosintética de las áreas sin cobertura, lo cual tiene consecuencias directas en la pérdida de servicios ecosistémicos como el control de la erosión y la regulación de agua debido al aumento de suelo desnudo. La pérdida de cobertura (NDVI decreciente, desvíos estándar decreciente y estable) en las áreas desmontadas, incrementarían, el efecto de las precipitaciones intensas y las proporciones de escorrentía superficial, donde coexisten manchas de vegetación leñosa sobre una matriz más o menos continua se suelo desnudo y gramíneas.

Tongway y colaboradores (2004) proponen un modelo de evaluación de paisajes para zonas áridas y semiáridas denominado desencadenante-transferencia-reserva-pulso que explica de una manera simple e integrada el funcionamiento de un paisaje. De manera análoga, aplicando estas ideas se podría sugerir a escala regional, que el flujo de recursos se dirige hacia áreas sumideros, es decir, áreas más bajas de bordes de Salinas donde el NDVI responde de manera creciente, mientras que el desvío estándar disminuye gracias a la menor variabilidad de los valores de NDVI por el acumulo de agua. En zonas más elevadas de la cuenca, un desencadenante como la lluvia, da comienzo a los procesos de transferencia, como la escorrentía y la erosión, que redistribuyen los recursos como el agua y nutrientes (Tongway *et al.*, 2003). La excesiva presión sobre el paisaje con los topados y rolados va en detrimento de la capacidad de los parches locales de vegetación para actuar como sumideros de recursos e incremento del suelo desnudo, de manera que el paisaje en su conjunto presenta «fugas» (Ludwig *et al.*, 2007). Es decir que el incremento de NDVI de una región

de Salinas más baja, se debe a un aporte cuantioso de agua y recursos, procedente de las zonas desnudas de vegetación de las zonas desmontadas aguas arriba (NDVI decreciente, desvíos estándar decreciente y estable). De manera similar en algunas regiones áridas de Australia se estima que el efecto conjunto sobre la reducción de la cobertura por el pastoreo y las sequías podría ocasionar un aumento en las escorrentías posteriores a una lluvia aumentando el transporte de sedimentos hacia zonas riparias (McKeon *et al.*, 2009). En el Chaco Árido ante las condiciones extremas de déficit hídrico la vegetación leñosa tiene una fuerte capacidad de amortiguación por sus sistemas radicales profundos o por su condición de freatófita facultativa (Iglesias *et al.*, 2010; Villagra *et al.*, 2011; Jobbagy *et al.*, 2011). Frente a la reducción de este componente leñoso, el crecimiento vegetal presentaría una alta correlación con los eventos de lluvia (Ogle y Reynolds, 2004). Para analizar la estabilidad de estos sistemas es necesario considerar tanto los atributos ecológicos que contribuyen a la resiliencia de la vegetación leñosa (Villagra *et al.*, 2011; Jobbagy *et al.*, 2011) como los riesgos a los eventos físicos estocásticos (Svoray y Karnieli, 2011) que se acentúan ante los cambios creciente de la cobertura y uso del suelo.

Conclusiones

El trabajo proporciona nuevas bases para el estudio de las transiciones de bosques-arbustales a sabanas y semidesiertos de origen antrópico, fundamentados por los modelos de umbrales y sirve para interpretar la dinámica de la vegetación en ambientes del Chaco Árido. El seguimiento retrospectivo de la cobertura vegetal y de la cobertura de las unidades de cobertura y uso de la tierra, es especialmente interesante para comprender cómo las prácticas de manejo son los principales mecanismos causales de la desertificación. También, existe evidencia del papel que tienen los factores abióticos en la dinámica de no-equilibrio del ecosistema Chaco Árido a medida que incrementa la intensidad de las perturbaciones. Así las sequías periódicas, los suelos y la geomorfología (escala de cuenca) juegan un papel im-

portante en los patrones espaciales y temporales de la vegetación y de su resiliencia ante los disturbios catastróficos como los desmontes en grandes extensiones. Hemos utilizado indicadores indirectos de la resiliencia, simples propiedades estadísticas que pudieron medirse directamente del estado de la cobertura leñosa invernal expresado en NDVI. Los cambios en la tendencia lineal del NDVI invernal y su desviación estándar en una ventana de 150 metros (medida de heterogeneidad) son identificables espacial y temporalmente siempre que el umbral/disturbio sea significativo e intenso. Aquí los desmontes con sucesivos rolados pueden ser observados por los fuertes y permanentes cambios que provocan tanto en cobertura como en heterogeneidad de la vegetación.

El análisis permite identificar interacciones entre las escalas. Procesos locales de cambios fuertes a escala de parche y después de predio tienen efecto acumulativo y terminan abarcando la escala regional (Ludwig *et al.*, 2004; Bestelmeyer *et al.*, 2011). Verificamos en el trabajo que el incremento de las pérdidas y transporte de nutrientes en áreas más elevadas de la cuenca (suelos Molisoles, principalmente y también Aridisoles) y su traslado hacia áreas adyacentes de las salinas tiene relación con la superficie creciente de suelos desnudos y con la pérdidas de la vegetación leñosa por disturbios de gran impacto como los desmontes y por la cobertura vegetal creciente en las áreas de sumidero (Prosser *et al.*, 2002; Ludwig y Tongway, 2002; Ludwig *et al.*, 2004). Todo ello ha implicado cambios irreversibles en la resiliencia de la vegetación con consecuencias a escala regional (Bestelmeyer *et al.*, 2011). Posiblemente los tres últimos años de anomalías en las precipitaciones por debajo de la media, refuerzan el salto de bistabilidad y potencian la irreversibilidad de los cambios (Britos y Basconcelo, 2012; CREAN, 2012).

En el estudio también se consigna el comportamiento de las leñosas frente a disturbios en amplias escalas, valorándose su contribución a la resiliencia regional. Numerosos autores señalan la importancia de la vegetación leñosa por contribuir a la productividad regional, al ciclo del agua y a la estabilidad de los ecosistemas (Villagra *et al.*, 2011; Jobbagy *et al.*, 2011). Particularmente, manifestamos

nuestra preocupación sobre la expansión de la deforestación y el rolado en el área de estudio, especialmente las consecuencias derivadas de la interrupción de las conexiones entre los acuíferos y los ecosistemas en la superficie (Giordano *et al.*, 2011; Villagra *et al.*, 2011) con lo cual la fragilidad de los ambientes se incrementaría con los riesgos económicos y sociales que ello implica.

Las implicancias de la deforestación sobre los agroecosistemas es un tema de gran controversia en la Argentina, sectores vinculados a la ganadería industrial y equipos técnicos sostienen que los arbustales son improductivos económicamente, fruto de la degradación por prácticas productivas obsoletas, y que la incorporación de pasturas no sólo mejorará la producción y la economía sino que también impedirá la degradación (Kunst *et al.*, 2012). Como fruto de este trabajo es interesante destacar que no sólo se deberá tener especial atención a las consecuencias de los desmontes y rolados en gran escala, cómo frenar los procesos de fuga de agua y nutrientes mediante el ordenamiento territorial de los bosques nativos, sino también se deberá profundizar en estudios sobre la productividad y estabilidad de las pasturas implantadas (Franklin *et al.*, 2006) y cómo mitigar el proceso de desertificación que parece irreversible.

Referencias

- AGUILAR, C., ZINNERT, J. C., POLO, M. J., & JOUNG, D. R. 2012. NDVI as an indicator for changes in water availability to woody vegetation. *Ecological Indicators*, 23: 290-300.
- BARCHUK, A. H., & VALIENTE-BANUET, A. 2006. Comparative analysis of leaf angles and sclerophylly of *Aspidosperma quebracho-blanco* in a geographical gradient of water deficit. *Austral Ecology*, 31: 882-891.
- BARCHUK, A. H., BASCONCELO, S., BRITOS, A. H., SANTA, J. A., & IGLESIAS, M. R. 2007. Unidades de Paisaje para el desarrollo sustentable y manejo de los recursos naturales en el noroeste de Córdoba. En Matteucci, S.D. (Ed.). Panorama de la ecología de paisajes en Argentina y países sudamericanos. Ediciones INTA, MAB, SECYT, Buenos Aires, pp 139-162.
- BESTELMEYER, B. T., BROWN, J. R., HAVSTAD, K. M., ALEXANDER, R., CHAVEZ, G., & HERRICK, J. E. 2003. Development and use of sta-

- te-and-transition models for rangelands. *Journal of Range Management*, 56: 114-126.
- BESTELMEYER, B. T., TUGEL, A. J., PEACOCK, G. L., ROBINETT, D. G., SHAVER, P. L., BROWN, J. R., HERRICK, J. E., SANCHEZ, H., & HAVSTAD, K. M. 2009. State-and transition models for heterogeneous landscapes: a strategy for development and application. *Rangeland Ecology & Management*, 62: 1-15.
- BESTELMEYER, B. T., GOOLSBY, D. P., & ARCHER, S. R. 2011. Spatial perspectives in state-and-transition models: a missing link to land management? *Journal of Applied Ecology*, 48: 746-757.
- BLANCO, L. J., AGUILERA, M. O., PARUELO, J. M., & BIURRUN, F. N. 2008. Grazing effect on NDVI across an aridity gradient in Argentina. *Journal of Arid Environments*, 72: 764-776.
- BLANCO, L. J., FERRANDO, C. A., & BIURRUN, F. N. 2009. Remote Sensing of Spatial and Temporal Vegetation Patterns in Two Grazing Systems. *Rangeland Ecol. Management*, 62: 445-451.
- BRITOS, A. H., & BARCHUK, A. H. 2008. Cambios en la cobertura y en el uso de la tierra en dos sitios del Chaco Árido del noroeste de Córdoba, Argentina. *AgriScientia*, 25: 97-110.
- BRITOS, A. H., BARCHUK, A. H., & FERNÁNDEZ, J. M. 2011. Patrones de Deforestación del Bosque Nativo bajo Manejo de Pequeños Productores Campesinos: ¿«Paisajes Sustentables»? *Revista de Ecología de Paisajes*, 2: 1-16.
- BRITOS, A. H., & BASCONCELO, S. E. 2012. Informe Sequía 2011. Análisis de Anomalías de Índice Verde (NDVI). Subsecretaría de Agricultura Familiar, Delegación Córdoba, Equipo del Norte. www.asadep.org.ar/documentos/Informe-Sequia2011.pdf. Activo desde Noviembre 2012.
- CABIDO, M., ACOSTA, A., CARRANZA, L., & DÍAZ S. 1992. La vegetación del Chaco Árido en el W de la provincia de Córdoba Argentina. *Documents Phytosociologiques XIV*: 447-456.
- CABIDO, M. R., GONZÁLEZ, C., ACOSTA, A., & DÍAZ S. 1993. Vegetation changes along a precipitation gradient in Central Argentina. *Vegetatio* 109: 5-14.
- CABRAL, A., DE MIGUEL, J., RESCAI, A., SCHMITZ, M., & PINEDA, F. 2003. Shrub encroachment in Argentinean savannas. *Journal Vegetation Science*, 14: 145-152.
- CAMPOS, C. M., CAMPOS, V. E., MONGEAUD BORGHI, C. E., DE LOS RÍOS, C., & GIANNONI, S. 2011. Relationships between *Prosopis flexuosa* (Fabaceae) and cattle in the Monte desert: Seeds, seedlings and saplings on cattle-use site classes. *Revista Chilena de Historia Natural*, 2: 289-299.
- CAPITANELLI, R. 1979a. Geomorfología. En: Vázquez J, Miatello R, Roque M (Eds). Geografía Física de la Provincia de Córdoba. Ed. Boldt, Buenos Aires, pp. 213-296.
- CAPITANELLI, R. 1979b. Clima. En: Vázquez J, Miatello R y Roque M. (Eds). Geografía Física de la Provincia de Córdoba. Ed. Boldt, Buenos Aires, pp. 45-138.
- CHANDER, G., & MARKHAM, B. 2003. Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. *Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41: 2674-2677.
- CHÁVEZ, P. S. 1996. Image-based atmospheric corrections revisited and improved. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 62: 1025.
- CREAN. 2012. Monitoreo de Sequías. Índice de Palmer. Centro de Relevamiento y Evaluación de Recursos Agrícolas y Naturales. FCA. UNC. www.crean.unc.edu.ar/secciones/monitoreo/pdi_2012/ult_2012.html. Activo en Enero de 2013.
- DAKOS, V., KEFI, S., RIETKERK, M., VAN NES, E., & SCHEFFER, M. 2011. Slowing Down in Spatially Patterned Ecosystems at the Brink of Collapse. *The American Naturalist*, 177: 153-166.
- DARGÁM, R. M. 1995. Geochemistry of waters and brines from the Salinas Grandes basin, Córdoba, Argentina. I. Geomorphology and hydrochemical characteristics. *International Journal of Salt Lake Research*, 3: 137-158.
- DI RIENZO, J. A., CASANOVES, F., BALZARINI, M. G., GONZALEZ, L., TABLADA, M., & ROBLEDO, C. W. 2008. InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- EASTMAN, J. R. 2009. IDRISI Taiga Tutorial. Land Change Modeller. Clark Labs. Clark University. Worcester. MA. USA.
- ELDRIDGE, D. J., BOWKER, M. A., MAESTRE, F. T., ROGER, E., REYNOLDS, J. F., & WHITFORD, W. G. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters*, 14: 709-722.
- FORMAN, R. T. T. 1995. Land Mosaics. The ecology of landscapes end and regions. Cambridge University Press. 632 pp.
- FOLKE, C., CARPENTER, S., WALKER, B., SCHEFFER, M., ELMQVIST, T., GUNDERSON, L., & HOLLING, C. S. 2004. Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 557-581.
- FRANKLIN, K. A., LYON, K., NAGLER, P. L., LAMPKIN, D., GLENN, E. P., MOLINA-FREANER, F., MARKOW, T., & HUETE, A. R. 2006. Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) land conversion and productivity in the plains of Sonora, Mexico. *Biological Conservation*, 127: 62-71.
- GIORDANO, C. V., GUEVARA, A., BOCCALANDRO, H. E., SARTOR, C., & VILLAGRA, P. E. 2011. Water status, drought responses, and

- growth of *Prosopis flexuosa* trees with different access to the water table in a warm South American desert. *Plant Ecology*, 212: 1123-1134.
- GASPARRI, N. I., & GRAU, H. R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). *Forest Ecology and Management*, 258: 913-921.
- HILL, M. J., & DONALD, G. E. 2003. Estimating spatio-temporal patterns of agricultural productivity in fragmented landscapes using AVHRR NDVI time series. *Remote Sensing of Environment*, 84: 367-384.
- HILL, T., & LEWICKI, P. 2007. STATISTICS: Methods and Applications. StatSoft, Tulsa, OK. WEB: <http://www.statsoft.com/textbook/>.
- HOLLING, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 4: 1-23.
- HUNT, R. E., EVERITT, J. H., RITCHIE, M., MORAN, S., BOOTH, T., ANDERSON, G., CLARK, P. E., & SEYFRIED, M. S. 2003. Applications and Research Using Remote Sensing for Rangeland Management. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 69: 675-693.
- IGLESIAS, M. R., BARCHUK, A. H., & GRILLI, M. 2010. Dinámica estacional e interanual del NDVI en bosques nativos de zonas áridas argentinas. *Revista de Teledetección*, 34: 44-54.
- JOBAGY, E. G., NOSETTO, M. D., VILLAGRA, P. E., & JACKSON, R. B. 2011. Water subsidies from mountains to deserts: their role in sustaining groundwater-fed oases in a sandy landscape. *Ecological Applications*, 21: 678-694.
- JARSÚN, B., GORGAS, J., ZAMORA, E., BOSNERO, H., LOVERA, E., RAVELO, A., & TASSILE, J. 2003. Los Suelos. Nivel de Reconocimiento. Escala 1: 500.000. Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba. Agencia Córdoba Ambiente SE. INTA EEA Manfredi, Córdoba.
- KÉFI, S., RIETKERK, M., ALADOS, C., PUEYO, Y., PAPANASTASIS, V., ELAICH, A., & DE RUITER, P. 2007. Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature* 449: 213-218.
- KUNST, C., MONTI, E., PÉREZ, H., & GODOY, J. 2006. Assessment of the rangelands of southwestern Santiago del Estero, Argentina, for grazing management and research. *Journal of Environmental Management*, 80: 248-265.
- KUNST, C., LEDESMA, R., BRAVO, S., ALBANESI, A., ANRIQUEZ, A., VAN MEER, H., & GODOY, J. 2012. Disrupting woody steady states in the Chaco region (Argentina): Responses to combined disturbance treatments. *Ecological Engineering*, 42: 42-53.
- LE POLAIN DE WAROUX, J., & LAMBIN, E. F. 2012. Monitoring degradation in arid and semi-arid forests and woodlands: The case of the argan woodlands (Morocco). *Applied Geography* 32: 777-786.
- LEITH, H., & WHITTAKER, R. H. 1975. Primary Productivity of the Biosphere. Ecological Studies, Vol 14. Berlin, DE: Springer-Verlag.
- LUDWIG, J. A., & TONGWAY, D.J. 2002. Clearing savannas for use as rangelands in Queensland; altered landscapes and water-erosion processes. *Rangeland Journal*, 24: 83-95.
- LUDWIG, J., TONGWAY, D., BASTIN, G., & JAMES, C. 2004. Monitoring ecological indicators of rangeland functional integrity and their relation to biodiversity at local to regional scales. *Austral Ecology*, 29: 108-120.
- LUDWIG, J. A., BARTLEY, R., HAWDON, A. A., ABBOTT, B. N., & MCJANNET, D. 2007. Patch configuration non-linearly affects sediment loss across scales in a grazed catchment in north-east Australia. *Ecosystems*, 10: 839-845.
- MAESTRE, F. T., BOWKER, M. A., PUCHE, M. A., HINOJOSA, M. B., MARTÍNEZ, I., GARCÍA-PALACIOS, P., CASTILLO, A., SOLIVERES, S., ARÁNTZAZU, L., LUZURIAGA, A. M., SÁNCHEZ, J. A., CARREIRA, A. G., & ESCUDERO, A. 2009. Shrub encroachment can reverse desertification in semi-arid Mediterranean grasslands. *Ecology Letters*, 2: 930-941.
- MCAULIFFE, J. R. 1994. Landscape evolution, soil formation, and ecological patterns and processes in Sonoran desert bajadas. *Ecological Monographs*, 64: 111-148.
- MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT). 2005. Dryland systems. In Millennium Ecosystem Assessment (Ed.), Ecosystems and human well-being: Current state and trends. Washington, DC. pp. 623-662.
- MORELLO, J., & ADÁMOLI, J. 1968. Las grandes unidades de vegetación y ambiente del Chaco argentino, Primera parte: Objetivos y metodología. Serie fitogeográfica N°10, INTA. Buenos Aires. 125 pp.
- MORELLO, J., PROTOMASTRO, J., SANCHO-LUZ, L., & BLANCO, C. 1985. Estudio macroecológico de los Llanos de La Rioja. *Serie del Cincuentenario de la Administración de Parques Nacionales*, 5: 1-53.
- MORELLO, J., RODRÍGUEZ, A., & PENGUE, W. 2009. Análisis descriptivo del proceso de desmonte y habilitación de tierras en el Chaco Argentino. En Morello, J., A. Rodríguez, Eds., El Chaco sin bosques: La Pampa o el desierto del futuro. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires. pp. 291-312.
- OGLE, K., & REYNOLDS, J. F. 2004. Plant responses to precipitation in desert ecosystems: integrating functional types, pulses, thresholds, and delays. *Oecologia*, 141: 282-294.
- OINDO, B. O., & SKIDMORE, A. 2002. Interannual variability of NDVI and species richness in Kenya. *J Remote Sens*, 23: 285-98.
- PARUELO, J. M., & GOLLUSCIO, R. 1994. Range assessment using remote sensing in Northwest

- Patagonia (Argentina). *Journal of Range Management*, 47: 498-502.
- PUIGDEFÁBREGAS, J., BARRIO, G., BOER, M., GUTIERREZ, L., & SOLÉ, A. 1998. Differential responses and channel elements to rainfall events in a semi-arid area. *Geomorphology*, 23: 337-351.
- PROSSER, I. P., MORAN, C. J., LU, H., SCOTT, A., RUSTOMJI, P., STEVENSON, J., PRIESTLY, G., ROTH, C. H., & POST, D. 2002. Regional patterns of erosion and sediment transport in the Burdekin river catchment. CSIRO Land and Water. *Technical Report 5* (2). pp 47.
- RAMSEY, R. D., WRIGHT, JR. D. L., & MCGINTY, C. 2004. Evaluating the Use of Landsat 30 m Enhanced Thematic Mapper to Monitor Vegetation Cover in Shrub-Steppe Environments. *Geocarto International*, 19: 39-47.
- RICHARDS, J. A., & JIA, X. 1999. Remote Sensing Digital Image Analysis. New York, Springer. 363 pp.
- RIETKERK, M., DEKKER, S. C., DE RUITER, P. C., & VAN DE KOPPEL, J. 2004. Self-Organized Patchiness and Catastrophic Shifts in Ecosystems. *Science, New Series*, 305: 1926-1929.
- SAYAGO, M. 1969. Estudio fitogeográfico del norte de Córdoba. *Boletín Academia Nacional de Ciencias Córdoba*, 46: 123-427.
- SCHEFFER, M., CARPENTER, S. R., FOLEY, J. A., FOLKE, C., & WALKER, B. H. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591-596.
- SCHEFFER, M., BASCOMPTE, J., BROCK, W., BROVKIN, V., CARPENTER, S., & DAKOS, V. 2009. Early warnings of critical transitions. *Nature*, 461: 53-59
- SEIA, E., ORODÁ, W., & CARRANZA, R. 2008. Hacia el uso racional y sustentable del monte cordobés. Foro Provincial «Ley de desmonte». El debate sobre la preservación del monte nativo cordobés: LA OTRA CARA DE LA MONEDA. http://www.imperiorural.com.ar/imperio/estructura/desmonte/2008/4_foro_desmonte_nov2008.htm
- SELLERS, P. J. 1985. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. *International Journal of Remote Sensing*, 6:1335-1372.
- SVORAY, T., & KARNIELI, A. 2011. Rainfall, Topography and Primary Production Relationships in a Semiarid Ecosystem. *Ecohydrology*, 4: 56-66.
- TONGWAY, D. J., SPARROW, A. D., & FRIEDEL, M. H. 2003. Degradation and recovery processes in arid grazing lands of central Australia. Part 1: soil and land resources. *Journal of Arid Environments*, 55: 301-326.
- TONGWAY, D. J., CORTINA, J., & MAESTRE, F. T. 2004. Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. *Ecosistemas*, 13: 2-15.
- VILLAGRA, P. E., GIORDANO, C., ALVAREZ, J. A., CAVAGNARO J. B., GUEVARA A., SARTOR C., PASSERA C., & GRECO S. 2011. Ser planta en el desierto: estrategias de uso de agua y resistencia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. *Ecología Austral*, 21 (1): 29-42.
- VOLANTE, J. N., ALCARAZ-SEGURA, D., MOSCIARO, M. J., VIGLIZZO, E. F., & PARUELO, J. M. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154: 12-22.
- WALKER, B., HOLLING, C. S., CARPENTER, S. R., & KINZIG, A. 2004. Resilience, Adaptability and Transformability in Social – ecological Systems. *Ecology and Society* 9 (2): art 5. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5>.
- WASHINGTON-ALLEN, R. A., RAMSEY, R. D., NORTON, B. E., & WEST, N. E. 1998. Change detection of the effect of severe drought on subsistence agropastoral communities on the Bolivian Altiplano. *International Journal of Remote Sensing*, 19: 1319-1333.
- WASHINGTON-ALLEN, R. A., RAMSEY, R. D., & WEST, N. E. 2004. Spatiotemporal mapping of the dry season vegetation response of sagebrush steppe. *Community Ecology*, 5: 69-79.
- WASHINGTON-ALLEN, R. A., WEST, N. E., RAMSEY, R. D., & EFROYMSON, R. A. 2006. A protocol for retrospective remote sensing-based ecological monitoring of rangelands. *Rangeland Ecology and Management*, 59: 19-29.
- WASHINGTON-ALLEN, R. A., RAMSEY, R. D., WEST N. E., & NORTON, B. E. 2008. Quantification of the ecological resilience of drylands using digital remote sensing. *Ecology and Society* 13(1): 33. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art33/>
- WESSELS, K. J., PRINCE, S. D., CARROLL, M., & MALHERBE, J. 2007. Relevance of Rangeland Degradation in Semiarid Northeastern South Africa to the Non-equilibrium Theory. *Ecological Applications*, 17 (3): 815-827.
- WHITFORD, W. G. 2002. Ecology of desert systems. Academic Press, London, UK.
- YAFEE, R. A., & MCGHEE, M. 2000. Introduction to time series analysis and forecasting with applications of SAS and SPSS. San Diego. Academic Press. 528 pp.
- ZAK, M., & CABIDO, M. 2002. Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: Integration of remote sensing and phytosociology. *Applied Vegetation Science*, 5: 213-226.
- ZAK, M. R., CABIDO, M., & HODGSON, J. G. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation*, 120: 589-598.