

Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos

D.J. Tongway¹, J. Cortina², F.T. Maestre³

(1) CSIRO, Sustainable Ecosystems, GPO Box 284, Canberra ACT 2601, Australia

(2) Departamento de Ecología, Universidad de Alicante. Apartado de correos 99. 03080 Alicante, España

(3) Department of Biology, Duke University, Phytotron Building, Box 90340, Durham, NC 27708, USA - Departamento de Ecología, Universidad de Alicante. Apartado de correos 99. 03080 Alicante, España.

La heterogeneidad espacial de los factores ambientales y de la vegetación constituye una de las principales características de las zonas áridas y semiáridas. Durante décadas, los científicos han descrito esta heterogeneidad y discutido sus causas. Sin embargo, esta característica intrínseca de los sistemas áridos y semiáridos apenas ha sido considerada en la gestión y restauración de estos ambientes. En el presente artículo se revisan algunos conceptos básicos sobre la relación heterogeneidad-funcionamiento del ecosistema en zonas semiáridas, se presentan algunos de los principales marcos conceptuales desarrollados sobre esta relación y se discuten contextos prácticos. Un ejemplo de estos últimos son los relacionados con la evaluación del funcionamiento del paisaje o el desarrollo ecotecnológico, en los que la incorporación de la heterogeneidad espacial permitiría mejorar la gestión de estos ecosistemas.

Introducción

La heterogeneidad espacial de la vegetación y de las condiciones ambientales es una de las principales características de las zonas áridas y semiáridas (Schlesinger y Pilmanis, 1998; Breshears *et al.*, 1998). Esta heterogeneidad ha sido reconocida y utilizada desde los albores de la historia (Hillel, 1991), aunque no despertó el interés de los científicos hasta la popularización del transporte aéreo (Gillett, 1941). La expansión de la serie de fotografías aéreas, recogidas de forma sistemática a partir de 1950, revelaron la frecuencia y extensión de los patrones espaciales de la vegetación (e.g. MacFayden, 1950; Clos-Arceud, 1956; Greenwood, 1957; Litchfield y Mabbutt, 1962). Estos patrones suponían una curiosidad y numerosos trabajos intentaron explicar su génesis y dinamismo. Algunos autores consideraron que se trataba del resultado de la degradación provocada por la actividad humana, actividad que había fragmentado una cubierta vegetal continua preexistente (Hemming, 1965; Wickens y Collier, 1971). Otros investigadores sugirieron que los patrones reflejaban oscilaciones climáticas ocurridas durante el Holoceno (Clos-Arceud, 1956; Boaler y Hodge, 1964). También se aludió a causas bióticas, como el amontonamiento de restos de nidos de termitas desmoronados (MacFayden, 1950). Finalmente, las propuestas mejor aceptadas atribuían a procesos geomorfológicos la génesis de la heterogeneidad espacial de la cubierta (Litchfield y Mabbutt, 1962). Actualmente, el fenómeno continúa siendo objeto de estudio de ecólogos que trabajan en lugares tan distantes como los EE.UU. (Archer, 1990), el Serengeti (Belsky, 1995), Méjico (Montaña, 1992), Argentina (Aguar y Sala, 1999) y Almería (Puigdefábregas *et al.*, 1999).

Aspectos funcionales de la heterogeneidad

Otro de los factores causantes de los patrones espaciales de la vegetación en medios áridos y semiáridos, identificado en esta fase inicial, es la lluvia. Slatyer (1961) estudió la economía hídrica de un paisaje semiárido del centro del continente australiano, poniendo de manifiesto que el transporte y captura de agua desde las zonas libres de plantas vasculares hacia los bosquetes de *Acacia* eran muy elevados. Días después de la lluvia la evaporación en las zonas desnudas disminuía, y a partir de ese momento el agua se perdía mayoritariamente por transpiración, aumentando con ello la eficiencia en el uso de agua de todo el sistema. Éste fue probablemente el primer trabajo empírico que relacionó los patrones espaciales con los patrones temporales de flujos hídricos, y por ello resultó decisivo para el posterior empleo de estos procesos para interpretar el funcionamiento de sistemas semiáridos. Más recientemente, los estudios de Valentin y Bresson (1992) sobre la naturaleza y origen de las costras físicas han resultado esenciales para poder explicar los procesos de escorrentía superficial en estos ambientes.

La lluvia en ambientes semiáridos es escasa e impredecible. La mayoría de los eventos lluviosos son de poca magnitud y difícilmente aprovechables por las plantas vasculares. Es por ello que la vegetación debe desarrollar mecanismos no sólo para resistir la sequía, sino también para capturar y almacenar el agua aportada por los infrecuentes eventos torrenciales. Estos mecanismos tienen un componente individual (concentración de escorrentía cortical, circulación preferencial de agua a lo largo de raíces pivotantes profundas, etc.; Slatyer, 1961; Whitford *et al.*, 1997), pero también son resultado de interacciones bióticas y abióticas a escala de paisaje. Noy-Meir (1973, 1981) demostró, a partir de un estudio teórico, que la producción de biomasa era mayor en medios semiáridos si la lluvia se concentraba en algunas zonas que si ésta se distribuía uniformemente. Este fenómeno, que contradice el paradigma clásico de zonas climáticas más lluviosas, supone una piedra angular de la ecología del paisaje en zonas áridas. Este nuevo paradigma supone una circulación tridimensional de los flujos hídricos, y reconoce la importancia de los umbrales críticos en la disponibilidad de un recurso limitante, en este caso el agua. Si las lluvias, suponiendo que son de suficiente magnitud para generar escorrentía, se concentran en determinadas zonas, éstas disfrutarán de unas condiciones hídricas más méxicas que lo que el régimen de lluvias podría sugerir. Al margen de la magnitud de las precipitaciones, diferencias en las proporciones de escorrentía superficial condicionarían la coexistencia de manchas de vegetación leñosa sobre una matriz más o menos continua de gramíneas (bajos niveles relativos de escorrentía superficial), o la supresión de esta última (elevada escorrentía superficial).

Procesos análogos a los comentados en relación al agua provocan la diferenciación de zonas con elevadas concentraciones de otros recursos (nutrientes, materia orgánica) o propágulos (semillas, esporas de hongos, etc.) y la progresiva formación de islas o parches de fertilidad (Whitford, 2002). Los aportes locales de lixiviados, desfronde y raíces finas suponen la concentración de estos recursos en los niveles superficiales del suelo de las manchas vegetadas. Pero también la escorrentía superficial transporta restos orgánicos, sedimentos y nutrientes disueltos (Aguiar y Sala, 1999; Belnap *et al.*, 2001) que van acrecentando la heterogeneidad espacial del suelo.

Del patrón al proceso

Diversos autores han puesto de manifiesto la necesidad de integrar los flujos de agua, nutrientes y materia orgánica en zonas semiáridas (Garner y Steinberger, 1989; Tongway *et al.*, 1989; Ludwig y Tongway, 1995; Schlesinger *et al.*, 1990; Whitford *et al.*, 1997). Ludwig y Tongway (1997) propusieron un marco conceptual que, de una manera simple e integrada, contempla la amplia gama de procesos involucrados en el correcto funcionamiento de un paisaje. Este marco, denominado por sus autores *desencadenante-transferencia-reserva-pulso* (DTRP), trata los paisajes como entidades biofísicas, y se concentra en aquellos procesos que controlan la forma de utilizar los recursos limitantes (**Fig. 1**). Esta aproximación permite estructurar la información procedente de estudios de naturaleza diversa, y con ello la síntesis de información sobre el funcionamiento del ecosistema. Un *desencadenante*, como la lluvia o el viento, da comienzo a los procesos de *transferencia*, como la escorrentía y la erosión, que redistribuyen recursos como el agua, la materia orgánica o las semillas. Algunos de estos recursos se pierden, pero otros son almacenados en el suelo (*reserva*). Algunas zonas del paisaje acumulan más recursos que otras, gracias a la dinámica generación-concentración de escorrentía. La reserva se podría considerar como un banco, en sentido metafórico, que trabaja con diferentes divisas (agua, nutrientes, semillas, suelo, fauna). Posteriormente se puede producir un *pulso* de mineralización de nutrientes y crecimiento vegetal, cuya magnitud sea proporcional a la magnitud de la reserva. Parte del crecimiento podría *perderse* como consecuencia del fuego o la herbivoría, pero la mayoría de éste pasaría a formar parte de la reserva. Por otra parte, el crecimiento de la vegetación afectaría a posteriores procesos de transferencia, a través de un bucle de retroalimentación.

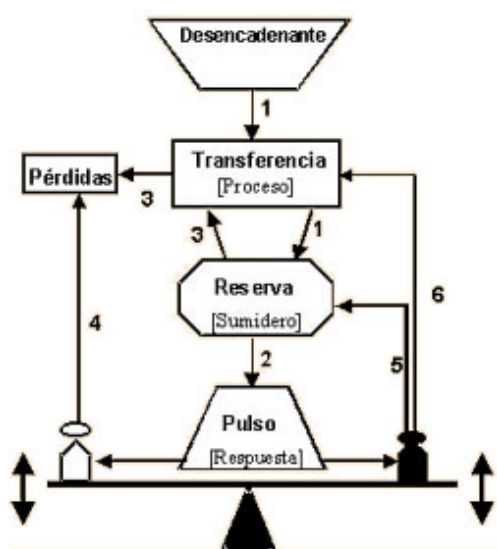


Figura 1. Representación gráfica del marco conceptual desencadenante-transferencia-reserva-pulso.

La degradación del paisaje (procesos 3 y 4) moverían los flujos hacia la izquierda (pérdida de recursos excesiva). Los mecanismos de retroalimentación adecuados (procesos 5 y 6) tienden a equilibrar las entradas y salidas de recursos del sistema. Adaptada de Ludwig y Tongway (1997).

Escalas de heterogeneidad

En los últimos años numerosos trabajos han destacado la importancia de la escala en los estudios ecológicos (Gardner *et al.*, 1989; O'Neill, 1989; Wiens, 1989). La mayoría de estos trabajos se ha limitado a poner de manifiesto los cambios que se producen en diversas variables, incluida la heterogeneidad, como consecuencia del cambio de escala. No obstante, esta aproximación es insuficiente para poder comprender y gestionar un paisaje, ya que para ello resulta imprescindible conocer las leyes que rigen la dinámica de estos procesos. Los sistemas áridos y semiáridos, cuando no se encuentran degradados, se caracterizan por una determinada escala, que define la métrica a la que se ajustan los fenómenos de movilización, transporte y deposición. Así, en la vegetación en bandas de *Acacia* antes comentada, la escala es de varios metros, mientras que en praderas de medios áridos y otros paisajes de 'grano fino', la escala puede ser de pocos centímetros (**Fig. 2**). Pese a la diferencia de magnitud, ambos paisajes son igualmente heterogéneos en la concentración espacial de los recursos, a menudo con fronteras muy marcadas. Se ha sugerido que los cambios de escala en un sistema dado serían indicativos de desertificación (Schlesinger *et al.*, 1990), aunque si atendemos a la producción vegetal por milímetro de lluvia (Le Houérou, 1984), incluyendo la de los arbustos poco palatables, la reorganización de la vegetación y los recursos no necesariamente supone una degradación (Huenneke *et al.*, 2001). Ludwig *et al.* (2002) también han observado que la disminución de la heterogeneidad conlleva una disminución de la producción de biomasa.



Figura 2. Aspecto de una formación abierta dominada por *Acacia* en Nueva Gales del Sur, Australia (izquierda) y de un espantal dominado por *Stipa tenacissima* en las inmediaciones de Alicante (derecha). Ambos paisajes son heterogéneos, aunque a escalas diferentes.

La heterogeneidad funcional como indicadora

La idea de que un sistema organizado se caracteriza por una elevada homeostasis y reducida tasa de pérdida (Margalef, 1978) debiera ser también válida en sistemas semiáridos. La heterogeneidad en paisajes áridos y semiáridos es consecuencia, y a su vez causa, de la redistribución de los recursos. Sin embargo, esta redistribución no supone *per se* una pérdida neta de recursos, al menos a escala del paisaje. Un sistema sería funcional cuando las pérdidas totales fueran bajas, independientemente de las redistribuciones internas (Ludwig y Tongway, 1997; Ludwig *et al.*, 2002). Sin embargo, la evaluación de las pérdidas de recursos suele ser costosa y difícilmente practicable a una escala adecuada para la gestión.

El término mosaico ha sido utilizado con frecuencia para denominar paisajes heterogéneos. En el caso que nos ocupa el término puede llevar a confusión, por lo que supone de aislamiento de las teselas y porque un mosaico sólo resulta interpretable a gran escala, cuando se contempla en conjunto. Por el contrario, las unidades de un paisaje heterogéneo interactúan entre ellas, siendo funcionales a varias escalas. La cobertura y disposición espacial de las manchas de vegetación perenne pueden proporcionar información valiosa sobre el funcionamiento del paisaje (Sánchez y Puigdefábregas, 1994), de la misma manera que son capaces de reflejar variaciones en la proporción de escorrentía superficial (Ludwig *et al.*, 2002). En términos operativos, la posibilidad de evaluar indicadores basados en la morfología y distribución de las manchas a partir de teledetección resulta muy atractiva por el ahorro que representa. Bastin *et al.* (2002) han observado que índices basados en estos atributos de las manchas de la vegetación pueden ser útiles para evaluar la funcionalidad de un paisaje - su capacidad para retener recursos- a partir de imágenes multi-espectrales de alta resolución.

Una excesiva presión sobre un paisaje puede ir en detrimento de la capacidad de las manchas de vegetación para actuar como sumideros de recursos, de manera que el paisaje en su conjunto tendría más 'fugas'. A ello puede contribuir tanto un aporte excesivamente rápido o cuantioso, procedente de las zonas desnudas de vegetación vascular perenne, como una incapacidad de las manchas para retenerlo, por alteraciones que incluso pueden culminar en su completa desaparición. Wu

et al. (2000) y Ludwig *et al.* (2002) han propuesto sistemas de evaluación que consideran la disposición espacial de las manchas como indicadora de la tendencia a dejar escapar los recursos. Tongway y Hindley (1995) han desarrollado un procedimiento de monitorización a partir de la evaluación de la capacidad de parches y zonas intermedias de regular el flujo de recursos. Este procedimiento, descrito con más detalle en el siguiente apartado, recoge información a escala de ladera y de cada uno de los elementos del conjunto, y ha sido aplicado exhaustivamente en Australia para evaluar el estado de degradación de zonas de ganadería extensiva y el éxito en la rehabilitación de canteras (Tongway y Hindley, 2003).

LFA: un método para analizar el funcionamiento de paisajes áridos y semiáridos

Existen numerosos métodos para evaluar el potencial productivo de un suelo (Tongway y Smith, 1989; Ludwig y Tongway, 1992), aunque raramente incorporan una perspectiva espacial, lo cual reduce sobremanera su ámbito de aplicación. El marco conceptual DTRP, antes descrito, permite obtener una visión integrada de procesos a escala de paisaje y de bucles de retroalimentación y conseguir, de forma relativamente sencilla, la estructuración de grandes volúmenes de información. Este marco ha servido de referencia para desarrollar un método de evaluación de la funcionalidad del paisaje apto para medios áridos y semiáridos, el método LFA (*Landscape Function Analysis*). En la génesis de este método, inicialmente se seleccionó una serie de indicadores de las condiciones del suelo, desarrollados originalmente en un contexto geomorfológico (relativo a procesos como erosión, hidrología superficial, formación de costras, etc.). Posteriormente se contrastó su validez con ensayos en condiciones controladas (Mücher *et al.*, 1988; Greene, 1992; Greene *et al.*, 1994). Finalmente, tras aplicar estos métodos al análisis espacial de diversos paisajes (Ludwig y Tongway, 1995), se desarrolló un procedimiento para agrupar estos indicadores y organizar la información (Tongway y Hindley, 1995). Pese a que el proceso de validación de estos indicadores aún está en marcha (Tongway y Hindley, 2003), su aplicación en paisajes contrastados ha permitido obtener resultados muy prometedores (véase el siguiente apartado).

El método LFA reúne todas las condiciones que los métodos basados en indicadores deberían cumplir para ser útiles en zonas áridas y semiáridas (Whitford, 2002): refleja el estado de procesos ecosistémicos críticos, puede utilizarse en ecosistemas diferentes y su aplicación en condiciones de campo es rápida, sencilla y barata. El primer paso de su utilización en condiciones de campo consiste en evaluar la organización del paisaje a escala de ladera. Para ello se recoge información a partir de transectos orientados en la dirección dominante del flujo de recursos (la dirección de la máxima pendiente, o la dirección del viento en paisajes dominados por la erosión eólica). En estos transectos se registran todas aquellas características del paisaje que contribuyen a interrumpir, desviar o absorber la escorrentía superficial y los materiales transportados, denominados sumideros (ramas secas depositadas en el suelo, arbustos, especies herbáceas perennes, etc.). A partir de aquí, se diferencian zonas de ganancia relativa de recursos (los mencionados sumideros) y zonas de pérdida relativa (zonas situadas entre sumideros), y se evalúa su importancia relativa. Estos datos sirven de base para calcular diversos índices de organización del paisaje, además de proporcionar 'mapas' de los transectos lineales. En una segunda fase, cada tipo de zona o cubierta identificadas previamente es caracterizada a partir de 11 indicadores de la superficie del suelo (**Tabla 1**). Con cierta práctica, cada medida puede suponer unos 5 segundos. Por otra parte, las medidas no son complejas, por lo que pueden ser realizadas por personas no expertas (incluyendo gestores o estudiantes). Las 11 variables que definen el estado del suelo, se combinan entonces en tres índices de calidad del suelo: (1) estabilidad o resistencia a la erosión, (2) infiltración o capacidad para almacenar agua y (3) reciclaje de nutrientes. Estos índices no permiten clasificar de manera automática un determinado ecosistema en base a su estado de degradación; su utilización tiene sentido para comparar lugares con distinto grado de funcionalidad (por ejemplo, una zona degradada frente a una zona del mismo ecosistema en buen estado), o para evaluar la respuesta temporal a una perturbación. Los valores de estos índices se presentan en forma de porcentaje y su valor es inversamente proporcional al estado de deterioro de una determinada función del ecosistema.

Tabla 1. Variables edáficas superficiales evaluadas para estimar los índices LFA (*Landscape Function Analysis*). Véase Tongway y Hindley (1995) para una descripción más completa del método, del protocolo de muestreo de estas variables y de los cálculos que se realizan para obtener dichos índices. En la página web <http://www.cse.csiro.au/research/SL/EFAtools.htm> puede obtenerse una hoja en formato Excel® que calcula de forma automática los índices LFA, así como distintos manuales y otra información relacionada con la metodología LFA.

Variable	Significado	Índice(s) en que se emplea
Cobertura total	Estima la vulnerabilidad a la erosión por las gotas de lluvia	Estabilidad
Cobertura basal de especies herbáceas y arbustivas	Evalúa la contribución de la biomasa de raíces a los procesos de reciclaje de nutrientes	Infiltración Reciclaje de nutrientes
Cobertura de hojarasca,	Indica la disponibilidad de materia	Infiltración

origen y grado de descomposición	orgánica superficial para la descomposición y el reciclaje de nutrientes	Reciclaje de nutrientes
Cobertura de costra biológica (formada por cianobacterias, musgos y líquenes)	Indicador de la estabilidad de la superficie del suelo, de su resistencia a la erosión y de la disponibilidad de nutrientes	Reciclaje de nutrientes
Grado de fragmentación de la costra	Mide la cantidad de costra superficial disponible para la erosión hídrica o eólica	Estabilidad
Tipo y grado de erosión	Estima la naturaleza y severidad de los procesos erosivos actuales	Estabilidad
Materiales depositados	Evalúa la cantidad de depósitos aluviales	Estabilidad
Microtopografía	Indicador de la rugosidad de la superficie del suelo en base a su capacidad para retener agua, sedimentos y semillas	Infiltración Reciclaje de nutrientes
Resistencia a la perturbación	Estima la probabilidad de perder suelo por una perturbación mecánica	Estabilidad
Test de humectación	Evalúa la estabilidad/dispersión de los agregados del suelo cuando está húmedo	Estabilidad Infiltración
Textura	Indicador de la capacidad de infiltración y almacenamiento de agua	Infiltración

La aplicación del método LFA a los espartales del SE de la Península Ibérica

Los espartales ibéricos dominados por *Stipa tenacissima* L. presentan una vegetación en mosaico con una estructura espacial similar a la de ecosistemas semiáridos de otras regiones del globo (Valentin *et al.*, 1999). En estos ambientes, las características de las macollas de esparto - como su tamaño, forma y distribución espacial- juegan un papel fundamental en la generación de flujos de agua y sedimentos, así como en el funcionamiento del ecosistema en su conjunto (Puigdefábregas *et al.*, 1999). Estos hechos, unidos a una larga historia de uso de este ecosistema que ha propiciado la existencia de zonas con distinto nivel de degradación- , hacen de los espartales un ecosistema idóneo para evaluar la validez del método LFA. Esta tarea ha sido abordada en un reciente estudio que tenía como objetivos caracterizar cuantitativamente el estado funcional de estos ambientes y evaluar la relación entre el funcionamiento de los mismos y diversas características de la comunidad (diversidad, cobertura y estructura espacial de la vegetación), factores ambientales (topografía, propiedades edáficas y climáticas) y anteriores actividades humanas. Dicho estudio se llevó a cabo en 16 localidades, representando una amplia gama de espartales de *S. tenacissima* en zonas semiáridas de las provincias de Alicante y Murcia. La secuencia ordenada de los índices LFA reveló que las variaciones en esta secuencia no fueron iguales para los distintos índices (**Fig. 3**), sugiriendo que las distintas funciones del ecosistema no se ven afectadas de igual manera. Así, el índice de estabilidad mostró claras diferencias entre aquellas localidades con valores inferiores y superiores al 60%. Los cambios en la secuencia ordenada de los índices de infiltración y reciclaje de nutrientes fueron más escalonados, aunque se observaron claras transiciones en el extremo inferior de dicha secuencia (zonas con índices de infiltración y reciclaje de nutrientes por debajo del 25 y 19%, respectivamente). Los atributos de las manchas de vegetación (distancia entre manchas consecutivas y anchura de las manchas), la cobertura de arbustos rebrotadores y las variables relacionadas con la diversidad (riqueza específica y equitatividad) se relacionaron con los valores de los índices LFA (Maestre y Cortina, en revisión). Estos resultados sugieren que el método LFA podría ser apropiado para caracterizar el estado funcional de los espartales semiáridos del sudeste ibérico.

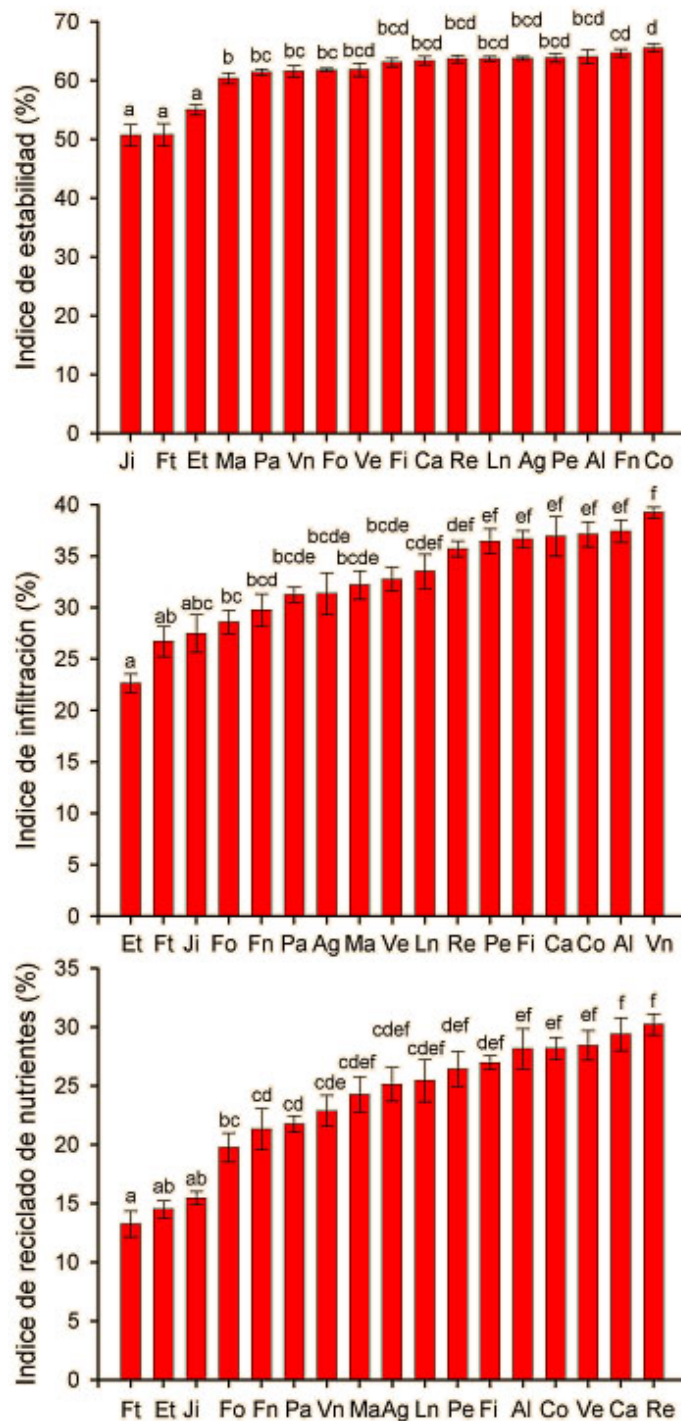


Figura 3. Valores de los índices LFA obtenidos en los distintos espartales a lo largo de un gradiente de degradación. Letras distintas indican diferencias significativas entre las localidades ($P < 0.05$; Test b de Tukey después de un ANOVA de un factor; los análisis del índice de estabilidad se realizaron con los datos transformados con una función potencial). Los nombres que aparecen en el eje de abscisas corresponden con la abreviatura de las distintas localidades. Los datos representan la media $\pm$ el error típico ($n = 4$) y provienen de Maestre y Cortina (en revisión).

Utilización de la heterogeneidad

El reducido éxito que los programas de restauración efectuados en ecosistemas semiáridos degradados han tenido (Chaparro, 1994; Odera, 1996) resalta la necesidad de aplicar los avances en el conocimiento sobre su estructura y funcionamiento en la resolución de los problemas asociados a su gestión y restauración. La distribución espacial de la vegetación y las propiedades edáficas puede jugar un papel importante en la restauración de zonas semiáridas degradadas (Whisenant, 1999), aunque apenas ha sido utilizada con este fin. Recientes experiencias realizadas en espartales semiáridos indican que el microambiente asociado a las macollas de *S. tenacissima* permite una mejora del estado fisiológico y la supervivencia de brinzales de especies arbustivas autóctonas, sugiriendo la existencia de un efecto facilitador neto del esparto sobre los arbustos introducidos (Maestre *et al.*, 2001, 2002, 2003a). Salvando los limitantes técnicos y logísticos, de acuerdo con estos resultados la restauración de espartales degradados debería realizarse mediante plantaciones de bajo impacto, aprovechando el microambiente proporcionado por *S. tenacissima*. No obstante, estos resultados pueden no ser directamente extrapolables a otras formaciones vegetales. Experiencias similares llevadas a cabo en masas de pinar (*Pinus halepensis*) procedentes de repoblación sugieren que el pino carrasco no facilita la instalación de las especies arbustivas en ambiente semiárido (Maestre *et al.*, 2003b; **Fig. 4**), en parte por la competencia entre los brinzales introducidos y la vegetación herbácea presente bajo las copas (Maestre, 2002).



Figura 4. Parcela experimental en repoblación de *Pinus halepensis* en Orgueja (Alicante). La implantación de brinzales de especies de arbustos rebrotadores mediterráneos se vió impedida bajo la copa de los pinos, en parte por la competencia entre las plantas introducidas y la vegetación herbácea que medra en estos micrositos. En segundo plano se puede observar un ejemplar de pino muerto por la aplicación de herbicida.

A una escala regional, la variabilidad en el tipo de suelo y clima, especialmente en la duración de la sequía estival, son factores que van a influir en la heterogeneidad espacial de la supervivencia de plantaciones efectuadas en zonas semiáridas (Vilagrosa *et al.*, 1997; Alloza y Vallejo, 1999). No obstante, existe una notable falta de información sobre el efecto de la heterogeneidad espacial a pequeña escala en el desarrollo de los brinzales introducidos durante las actividades de restauración. Experiencias realizadas en una parcela cercana a Crevillent, al sur de la provincia de Alicante y caracterizada por una cobertura vegetal inferior al 30%, muestran como la distribución espacial de la supervivencia de brinzales de lentisco (*Pistacia lentiscus*) no sigue una distribución aleatoria durante los tres primeros años tras la plantación, encontrándose una tendencia hacia una intensificación en el grado de agregación de las zonas de elevada supervivencia con el paso del tiempo (Fig. 5). La supervivencia de estos brinzales fue explicada por una serie de propiedades edáficas y del hoyo de plantación que incluían la cobertura de suelo desnudo, el contenido en arena, la profundidad del hoyo, la compactación superficial y la cobertura de fragmentos rocosos superficiales (Maestre *et al.*, 2003c). Estos resultados indican que la mortalidad de los brinzales a pequeña escala está controlada por la distribución espacial de las propiedades edáficas y del hoyo de plantación.

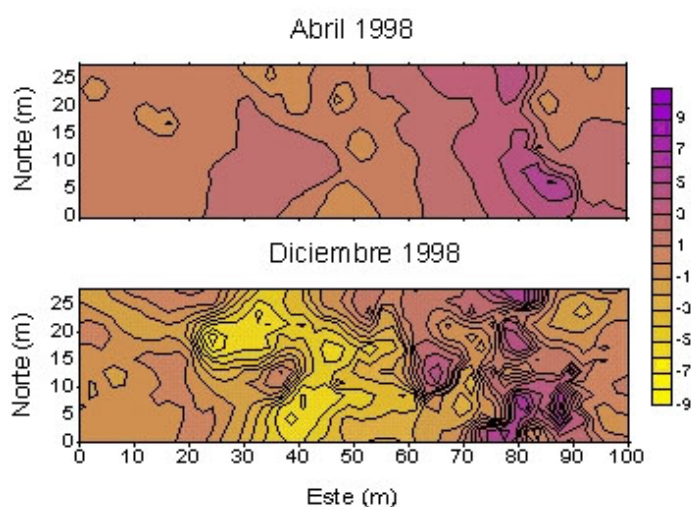


Figura 5. Mapas del índice de agregación SADIE (Perry *et al.*, 1999) para la supervivencia de brinzales de *Pistacia lentiscus* plantados en una zona degradada del sur de Alicante (Crevillente). Los gráficos indican la distribución espacial de las zonas de elevada y baja supervivencia (en rosa y amarillo, respectivamente) cuatro meses (abril 1998, gráfico superior) y tres años (diciembre 2000, gráfico inferior) después de la plantación. Los valores de la escala no tienen unidades. Véase Maestre *et al.* (2003c) para conocer detalles sobre la metodología y el análisis de los datos.

La utilización de la propia heterogeneidad ambiental de las zonas semiáridas con fines de gestión plantea aún numerosos retos. La magnitud y dirección del efecto de las manchas de vegetación pre-existentes, así como de la heterogeneidad edáfica a pequeña escala, sobre los brinzales puede variar en función de las condiciones abióticas y de las especies implicadas (Maestre 2002, Maestre *et al.* 2003a). Los escasos estudios realizados hasta la fecha sugieren que tanto la utilización de la heterogeneidad en las propiedades edáficas como la facilitación por parte de las manchas de vegetación pre-existentes pueden tener un gran potencial para incrementar la implantación de especies arbustivas en zonas semiáridas. Estos resultados deben completarse con nuevos estudios en otras formaciones vegetales que tengan en cuenta, a su vez, la variabilidad espacio-temporal de las condiciones abióticas, con el fin de avanzar en el conocimiento sobre la utilización de la heterogeneidad ambiental como herramienta de gestión, restauración y conservación de los ecosistemas semiáridos.

Manipulación de la heterogeneidad

Buena parte de la ecotecnología utilizada para restaurar ecosistemas semiáridos se basa en la manipulación de los flujos de recursos, imitando, con frecuencia, procesos e interacciones como los descritos en apartados anteriores. En la **Tabla 2** se muestran algunas de estas técnicas, así como el componente del ecosistema que imitan y los procesos a los que afectan.

La lista, sin ser exhaustiva, da una idea del papel que pueden jugar los estudios ecológicos básicos en el diseño de este tipo de tecnología.

Tabla 2. Resumen de algunas técnicas ecotecnológicas utilizadas para restaurar medios semiáridos degradados, con los correspondientes componentes del ecosistema que simulan, y proceso o procesos que se ven afectados. En la última columna se indican algunas referencias bibliográficas a modo de ejemplos.

Técnica	Componente del ecosistema	Proceso	Refs.*
Ramaje, fajas, mullidos	Sumideros	Concentración de sedimentos, agua, semillas. Formación de islas de fertilidad	1,2
Perchas	Reposaderos de aves	Concentración de propágulos y eventualmente de agua y nutrientes	3,4
Enmiendas orgánicas y fertilización	Islas de fertilidad	Enriquecimiento localizado del suelo	5,6
Castilletes de piedras	Acumulación de gravas en la parte superior de sumideros	Conservación de la humedad	-
Pavimentos de piedras	Superficies con baja infiltración entre las manchas	Favorecer la escorrentía superficial	7,8
Tubos protectores	Vegetación preexistente	Reducción de la radiación, protección frente a herbívoros	9,10
Micorrización en vivero, inóculos micorrízicos y bacterianos	Microflora exo y endosimbiótica	Aumento de la disponibilidad de nutrientes, protección frente a microorganismos patógenos.	11,12,13
Preparación del terreno (microcuencas, aterrazamientos, etc.)	Sumideros	Concentración de recursos, especialmente agua	14,15
Inoculación de cianobacterias	Costras biológicas	Protección del suelo, concentración de escorrentía	16,17
Plantación de especies 'nurse'	Plantas vasculares	Procesos asociados a la facilitación	18

* Referencias: ¹Ludwig y Tongway (1996), ²Tongway y Ludwig (1996), ³Bonet (2004), ⁴Wunderle (1997), ⁵Cortina et al. (2001), ⁶Valdecantos et al. (2002), ⁷E. De Simón, com. pers., ⁸Hillel (1991), ⁹Vallejo et al. (2003), ¹⁰Bellot et al. (2003), ¹¹Azcón y Barea (1997), ¹²Caravaca et al. (2003), ¹³Maestre et al. (2002), ¹⁴Whisenant et al. (1995), ¹⁵Boeken y Shachk (1994), ¹⁶Buttars et al. (1998), ¹⁷Belnap (1993), ¹⁸Vilagrosa et al. (1997).

Las referencias incluidas en la **Tabla 2** proporcionan más información sobre las técnicas y su efectividad. De entre las técnicas recogidas en este listado, desconocemos la existencia de estudios que hayan evaluado el efecto de los castilletes de piedras, si bien es una práctica generalizada en repoblaciones forestales. Tal como se ha comentado anteriormente, la presencia del piedras en el hoyo de plantación se relaciona positivamente con la supervivencia de brinzales introducidos en medios semiáridos (Maestre et al., 2003c). Por otra parte, la creación de pavimentos utilizando fragmentos rocosos en la superficie del suelo, y con ello la concentración de la escorrentía en las partes inferiores de la ladera, ha sido utilizada desde hace milenios en la cuenca mediterránea (E. De Simón, com. pers.). El objetivo de esta técnica era el incremento de la producción agrícola, aunque sus efectos serían probablemente análogos en ecosistemas naturales. Por último, las cianobacterias son los primeros organismos formadores de costras biológicas que colonizan nuevas superficies (**Fig. 6**). Su aplicación ha sido empleada, incluso a escala de gestión, bien en forma de translocación (transferencia de fragmentos de costra), bien mediante la dispersión de inóculos (Belnap, 1993; Davidson et al., 2002). Aunque los principales objetivos de

esta técnica han sido la restitución de este componente del ecosistema y la protección del suelo, sería posible aplicarla para promover la escorrentía en las zonas sin vegetación y dirigirla a las zonas revegetadas, aumentando así su producción.



Figura 6. Costra biológica característica de los espacios entre macollas de esparto sobre substrato margoso. Se distinguen claramente talos de *Squammarina ssp.* (gris claro), *Psora ssp.* (rosado) y superficies cubiertas por cianobacterias (matriz negruzca). La foto está tomada en Relleu (Alicante).

Debemos destacar la importancia de la escala a la hora de aplicar las distintas técnicas ecotecnológicas disponibles. Estas intervenciones tienen que ser capaces de aprovechar la funcionalidad persistente de la ladera e incrementar la retención de recursos, promoviendo la creación de nuevos sumideros y mejorando los ya existentes. Técnicas como las que intensifican la concentración de la escorrentía pueden ser muy adecuadas a una determinada escala, pero nefastas a una escala superior. Un buen ejemplo de ello es la creación de terrazas para repoblar laderas en zonas semiáridas degradadas. Con frecuencia estas actuaciones han promovido un incremento de la cobertura vegetal en la zona llana, pero han generado una disminución de la misma en el conjunto de la ladera, como consecuencia de la escasa regeneración en los taludes creados durante la implantación de las terrazas (Chaparro, 1994).

En muchos casos, la aplicación de estas técnicas en condiciones no experimentales resulta complicada. Por un lado, puede suponer un encarecimiento de la actuación, al reducir las posibilidades de mecanización. Por otra parte, puede presentar limitaciones técnicas inabordables. Por ello, resulta imprescindible que la fase de investigación, que permite desarrollar el conocimiento sobre la dinámica de este tipo de sistemas, vaya seguida de una fase de desarrollo, con la implementación de proyectos piloto que incorporen variables relevantes a escala de gestión (costes económicos, dificultades logísticas, impacto social, etc), incluyendo evaluaciones a medio y largo plazo. La integración de la heterogeneidad espacial en la restauración de medios semiáridos supone desarrollar una práctica más sutil, en la que prime la calidad sobre la cantidad, basada en una planificación más completa.

Agradecimientos

Esta revisión ha sido elaborada en el marco del proyecto financiado por el Plan Nacional de IDI-FEDER, FANCB (REN2001-0424-C02-02 / GLO) y gracias a la visita de D. Tongway a Alicante, financiada por el Vicerrectorado de Investigación de la Universidad de Alicante. El trabajo de F. T. Maestre ha sido financiado por una beca Fullbright, otorgada por el MECD.

Referencias

- Aguiar, M. R. y Sala, O. E. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 273-277.
- Alloza, J. A. y Vallejo, V. R. 1999. Relación entre las características meteorológicas del año de plantación y los resultados de las repoblaciones. *Ecología* 13: 173-187.
- Archer, S. 1990. Development and stability of grass/woody mosaics in a subtropical savanna parkland, Texas, USA. *Journal of Biogeography* 17: 453-462.
- Azcón, R. y Barea, J. M. 1997. Mycorrhizal dependency of a representative plant species in Mediterranean shrublands (*Lavandula spica* L.) as a key factor to its use for revegetation strategies in desertification-threatened areas. *Applied Soil Ecology* 7: 83-92.
- Bastin, G., Ludwig, J. A., Eager, R. W., Chewings, V. H. y Liedloff, A. C. 2002. Indicators of landscape function: comparing patchiness metrics using remotely-sensed data from rangelands. *Ecological Indicators* 1: 243-260.
- Bellot, J., Ortiz de Urbina, J. M., Bonet, A. y Sánchez, J. R. 2002. The effects of treeshelters on the growth of *Quercus coccifera* L. seedlings in a semiarid environment. *Forestry* 75: 89-106.
- Belnap, J. 1993. Recovery rates of cryptobiotic crusts: inoculant use and assesment methods. *Great Basin Naturalist* 53: 89-95.
- Belnap, J., Prasse, R. y Harper, K.T. 2001. Influence of biological soil crusts on soil environments and vascular plants. En *Biological Soil Crusts: structure, Functions, and Management* (eds. Belnap, J. y Lange, O.L.), pp 282-300, Ecological Studies. 150, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany.
- Belsky, A. J. 1995. Spatial and temporal landscape patterns in arid and semi-arid African savannas. En *Mosaic landscapes and Ecological Processes* (eds. Hansson, J., Fahrig, L., y Meeriam, G.), pp. 31-56, Chapman and Hall, London, UK.
- Boaler, S.B. y Hodge, C.A.H. 1964. Observations on vegetation arcs in the northern region, Somalia Republic. *Journal of Ecology* 52: 511-544.
- Boeken, B. y Shachak, M. 1994. Desert plant communities in human-made patches-Implications for management. *Ecological Applications* 4: 702-716.
- Bonet, A. 2004. Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments* 56: 213-233.
- Breshears, D. D., Nyhan, J. W., Heil, C. E. y Wilcox, B. P. 1998. Effects of woody plants on microclimate in a semiarid woodland: Soil temperature and evaporation in canopy and intercanopy patches. *International Journal of Plant Sciences* 159: 1010-1017.
- Buttars, S. M., St-Clair, L. L., Johansen, J. R., Sray, J. C., Payne, M. C., Webb, B. L., Terry, R. E., Pendleton, B. K. y Warren, S. D. 1998. Pelletized cyanobacterial soil amendments: laboratory testing for survival, escapability, and nitrogen fixation. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 12: 165-178.
- Caravaca, F., Barea, J. M., Palenzuela, J., Figueroa, D., Alguacil, M. M. y Roldán, A. 2003. Establishment of shrub species in a degraded semiarid site after inoculation with native or allochthonous arbuscular mycorrhizal fungi. *Applied Soil Ecology* 22: 103-111.
- Chaparro, J. 1994. *Consecuencias ambientales de repoblaciones forestales mediante aterrazamientos en ambientes semiáridos*. Tesis de licenciatura, Universidad de Murcia, Murcia, España.
- Clos-Ardceduc, M. 1956. Étude sur photographies aériennes d'une formation végétale sahelienne: la brousse tigrée. *Bulletin of the IFAN Series A* 7: 677-684.
- Cortina, J., Valdecantos, A., Fuentes, D., Casanova, G., Vallejo, V.R., Díaz Bertrana, J.M., Llavador, F. y Ruano, R. 2001. El

uso de biosólidos en el sector forestal valenciano. *Foresta* 13: 64-69.

Davidson, D. W., Bowker, M., George, D., Phillips, S. L. y Belnap, J. 2002. Treatment effects on performance of N-fixing lichens in disturbed soil crusts of the Colorado Plateau. *Ecological Applications* 12: 1391-1405.

Gardner, R. H., O'Neill, R.V., Turner, M. G. y Dale, V. H. 1989. Quantifying scale-dependent effects of animal movement with simple percolation models. *Landscape Ecology* 3: 217-27.

Garner, W. y Steinberger, Y. 1989. A proposed mechanism for the formation of 'fertile islands' in the desert ecosystem. *Journal of Arid Environments* 16: 257-62.

Gillett, J. 1941. The plant formations of western British Somaliland and the Harar province of Abyssinia. *Kew Bulletin* 2: 37-75.

Greene, R. S. B. 1992. Soil Physical properties of three geomorphic zones in a semi-arid mulga woodland. *Australian Journal of Soil Research* 30: 55-69

Greene, R. S. B., Kinnell, P. I. A. y Wood, J. T. 1994. Role of plant cover and stock trampling on runoff and soil erosion from semi-arid wooded rangelands. *Australian Journal of Soil Research* 32: 953-973.

Greenwood, J. E. G. W. 1957. The development of vegetation patterns in Somaliland Protectorate. *Geography Journal* 123: 465-473.

Hemming, C. F. 1965. Vegetation arcs in Somaliland. *Journal of Ecology* 53: 57-67.

Hill, M. O. 1973. Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427-432.

Hillel, D. 1991. *Out of the earth. Civilization and the life of the soil*. Aurum Press Ltd., London, UK.

Huenneke, L.F., Clason, D. y Muldavin, E. 2001. Spatial heterogeneity in Chihuahuan desert vegetation: implications for sampling methods in semiarid ecosystems. *Journal of Arid Environments* 47: 257-270.

Le Houérou, H. N. 1984. Rain use efficiency: A unifying concept in arid-land ecology. *Journal of Arid Environments* 7: 1-35.

Litchfield, W. H. y Mabbutt, J. A. 1962. Hardpan soils of semi-arid western Australia. *Journal of Soil Science* 13: 148-159.

Ludwig, J. A. y Tongway, D. J. 1992. Monitoring the condition of Australian arid lands: linked plant-soil indicators. En *Ecological Indicators* (eds. McKenzie, D. H., Hyatt, D. E. y McDonald, V. J.), pp. 765-772, Elsevier, Essex, UK.

Ludwig, J. A. y Tongway, D. J. 1995. Spatial organisation and its function in semi-arid woodlands, Australia. *Landscape Ecology* 10: 51-63.

Ludwig, J. A. y Tongway, D. J. 1996. Rehabilitation of semi-arid landscapes in Australia. II. Restoring vegetation patches. *Restoration Ecology* 4: 398-406.

Ludwig, J. A. y Tongway, D. J. 1997. A landscape approach to rangeland ecology. En *Landscape Ecology Function and Management: Principles from Australia's Rangelands* (eds. Ludwig, J., Tongway, D., Freudenberger, D., Noble, J y Hodgkinson, K.), pp. 1-12, CSIRO, Melbourne, Australia.

Ludwig, J. A., Eager, R. W., Bastin, G. N., Chewings, V. H. y Liedloff, A. C. 2002. A leakiness index for assessing landscape function using remote sensing. *Landscape Ecology* 17: 157-171.

Macfayden, W. A. 1950. Vegetation patterns in British Somalilands. *Nature* 165: 121.

Maestre, F. T. 2002. *La restauración de la cubierta vegetal en zonas semiáridas en función del patrón espacial de factores bióticos y abióticos*. Tesis doctoral, Universidad de Alicante, Alicante, España.

Maestre, F. T., Bautista, S., Cortina, J. y Bellot, J. 2001. Potential of using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. *Ecological Applications* 11: 1641-1655.

- Maestre, F. T., Bautista, S., Cortina, J., Honrubia, M., y Vallejo, V. R. 2002. Microsite and mycorrhizal inoculum effects on the establishment of *Quercus coccifera* in a semi-arid degraded steppe. *Ecological Engineering* 19: 289-295.
- Maestre, F. T., Bautista S. y Cortina, J. 2003a. Positive, negative and net effects in grass-shrub interactions in Mediterranean semiarid grasslands. *Ecology* 84 (en prensa).
- Maestre, F. T. y Cortina, J. Insights on ecosystem composition and function in a sequence of degraded semiarid steppes. *Restoration Ecology* (en revisión).
- Maestre, F. T., Cortina, J., Bautista, S. y Bellot, J. 2003b. Does *Pinus halepensis* facilitate the establishment of shrubs under semi-arid climate?. *Forest Ecology and Management* 176: 147-160.
- Maestre, F.T., Cortina, J., Bautista, S., Bellot, J. y Vallejo, V.R. 2003c. Small-scale environmental heterogeneity and spatio-temporal dynamics of seedling establishment in a semiarid degraded ecosystem. *Ecosystems* 6: 630-643.
- Margalef, R. 1978. *Perspectivas de la teoría ecológica*. Editorial Blume, Barcelona. España.
- Montaña, C. 1992. The colonisation of bare areas in two-phase mosaics of an arid ecosystem. *Journal of Ecology* 80: 315-27.
- Mücher, H. J., Chartres, C. J., Tongway, D. J. y Greene, R. S. B. 1988. Micromorphology and significance of the surface crusts of soils in rangelands near Cobar, Australia. *Geoderma* 42: 227-244.
- Næs, T. y Martens, H. 1989. *Multivariate Calibration*. John Wiley, Chichester, UK.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 25-51.
- Noy-Meir, I. 1981. Spatial effects in modelling of arid ecosystems. En *Arid Land Ecosystems* (eds. Goodall, D. W. y Perry, R. A.), pp 411-432, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Odera, J. 1996. *L'état de dégradation actuel des écosystèmes fragiles dans les zones sèches et le rôle de la foresterie dans la restauration, Note de secrétariat n° 1. Réunion Internationale d'experts sur la restauration des écosystèmes forestiers dégradés*. Portuguese Ministry of Agriculture, UNP/UNSO, IPF, CCD & RIOD, Lisboa, Portugal.
- O'Neill, R.V. 1989. Perspectives in Hierarchy and Scale. En *Perspectives in ecological theory* (eds. Roughgarden, J., May, R. M. y Levin, S. A.), pp. 140-146, Princeton University Press, Princeton (Massachusetts), USA.
- Perry, J. N., Winder, L., Holland, J. M. y Alston, R. D. 1999. Red-blue plots for detecting clusters in count data. *Ecology Letters* 2: 106-113.
- Puigdefábregas, J., Solé-Benet, A., Gutiérrez, L., Del Barrio, G. y Boer, M. 1999. Scales and processes of water and sediment redistribution in drylands: results from the Rambla Honda field site in Southeast Spain. *Earth-Science Reviews* 48: 39-70.
- Sánchez, G. y Puigdefábregas, J. 1994. Interactions of plant growth and sediment movement on slopes in a semi-arid environment. *Geomorphology* 9: 243-260.
- Schlesinger, W. H. y Pilmanis, A. M. 1998. Plant-soil interactions in desert. *Biogeochemistry* 42: 169-187.
- Schlesinger, W. H., Reynolds, J. F., Cunningham, G. L., Huenneke, L. F., Jarrel, W. M., Virginia, R. A. y Whitford, W. G. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247: 1043-8.
- Slatyer, R.O. 1961. Methodology of a water balance study conducted on a desert woodland (*Acacia aneura* F.Muell.) community in central Australia. *UNESCO Arid Zone Research* 16: 15-26.
- Tongway, D. J. y Hindley, N. 1995. *Assessment of soil condition of tropical grasslands*. CSIRO Ecology and Wildlife, Canberra, Australia.
- Tongway, D. J., y Hindley, N. 2003. *Indicators of ecosystem rehabilitation success*. Informe no publicado disponible en: <http://www.cse.csiro.au/research/SL/EFAtools.htm>.

- Tongway, D. J. y Ludwig, J. A. 1996. Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia I. Restoring productive soil patches. *Restoration Ecology* 4: 388-397.
- Tongway, D. J., Ludwig, J. A. y Whitford, W. G. 1989. Mulga log mounds: fertile patches in the semi-arid woodlands of eastern Australia. *Australian Journal of Ecology* 14: 263-68.
- Tongway, D.J. y Smith, E.L. 1989. Soil surface features as indicators of rangeland site productivity. *Australian Rangeland Journal* 11: 15-20.
- Vallejo, V. R., Cortina, J., Vilagrosa, A., Seva, J.P. y Alloza, J. A. 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En *Restauración de Ecosistemas en Ambientes Mediterráneos* (eds. Rey-Benayas, J. M., Espigares, T. y Nicolau, J. M.), pp. 11-42, Publicaciones del la Universidad de Alcalá de Henares, Alcalá de Henares, España.
- Valdecantos, A., Cortina, J., Fuentes, D., Casanova, G., Díaz-Beltrana, J. M., Llavador, F. y Vallejo, V. R. 2002. Use of biosolids for reforestation in the Region of Valencia (Spain). First results of a pilot project. *Bioprocessing of Solid Waste and Sludge* 1: 1-6.
- Valentin, C. y Bresson, L. M. 1992. Morphology, genesis and classification of soil crusts in loamy and sandy soils. *Geoderma* 55: 225-245.
- Valentin, C., d'Herbès, J. M. y Poesen, J. 1999. Soil and water components of banded vegetation patterns. *Catena* 37: 1-24.
- Vilagrosa, A., Seva, J. P., Valdecantos, A., Cortina, J., Alloza, J. A., Serrasolsas, I., Diego, V., Abril, M., Ferran, A., Bellot, J. y Vallejo, V. R. 1997. Plantaciones para la restauración forestal en la Comunidad Valenciana. En *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana* (ed. Vallejo, V. R.), pp. 435-546, Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo y Generalitat Valenciana, Valencia, España.
- Whitford, W. G. 2002. *Ecology of desert systems*. Academic Press, London, UK.
- Whitford, W. G., Anderson, J y Rice, P. M. 1997. Stemflow contribution to the 'fertile island' effect in creosotebush, *Larrea tridentata* *Journal of Arid Environments* 35: 451-7.
- Whisenant, S. G. 1999. *Repairing Damaged Wildlands*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Whisenant, S. G., Thurow, T. L. y Maranz, S. J. 1995. Initiating autogenic restoration on shallow semiarid sites. *Restoration Ecology* 3: 61-67.
- Wickens, G. E. y Collier, F. W. 1971. Some vegetation patterns in the Republic of the Sudan. *Geoderma* 6: 43-59.
- Wiens, J. A. 1989 Spatial scaling in Ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.
- Wu, X. B., Thurow, T. L. y Whisenant, S. G. 2000. Fragmentation and changes in hydrologic function of tiger bush landscapes, south-west Niger. *Journal of Ecology* 88: 790-800.
- Wunderlee, J.M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 223-235.