

CONSUELO RUBIO^a
PATRICIO GARCÍA-FAYOS^a
ESTHER BOCHET^a

ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DE PARCHES DE VEGETACIÓN COMO INDICADOR DE DEGRADACIÓN DE LOS ENCINARES MEDITERRÁNEOS

RESUMEN

La monitorización y la gestión de la desertificación requieren de indicadores útiles y sencillos de aplicar que detecten a tiempo el momento crítico antes de que ésta sea irreversible. El presente trabajo analiza la universalidad de uno de estos indicadores, la relación entre número y tamaño de parches de vegetación, cuyo uso ha sido recomendado para monitorizar la desertificación, aplicándolo a encinares del Sistema Ibérico a lo largo de gradientes simultáneos de aridez y de uso.

PALABRAS CLAVE: degradación de la vegetación; gestión; indicadores; parches de vegetación.

ABSTRACT

VEGETATION PATCH SIZE DISTRIBUTION ANALYSIS AS INDICATOR OF DEGRADATION IN MEDITERRANEAN HOLM OAK FORESTS

Current monitoring and management of desertification requires universal indicators that detect the critic point before ecosystem degradation becomes irreversible. This work analyses the universality of one of these indicators, the relationship between the number and size of vegetation patches, which has been recommended to monitor desertification. We apply this indicator to holm oak woodlands in the Iberian Range along aridity and land use gradients.

KEY WORDS: indicators; management; vegetation degradation; vegetation patches.

^a Departamento de Ecología Vegetal. Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CSIC-UV-GV). Carretera de Moncada a Náquera km 4,5. Apdo Oficial. 46113 Moncada (Valencia, España). consuelo.rubio93@gmail.com
Fecha de recepción: julio 2018. Fecha de aceptación: abril 2019.

INTRODUCCIÓN

Es un hecho constatado que, en los últimos años, los ecosistemas forestales se han visto sometidos a numerosas presiones como consecuencia del cambio de los usos del suelo y del cambio climático. El aumento de la aridez y las consecuencias de la explotación intensiva de los bosques en los siglos pasados, están provocando que muchas de las áreas forestales se enfrenten a una pérdida de funcionalidad que distintos investigadores y colectivos sociales consideran prácticamente irreversible; lo cual plantea un importante reto para la sociedad de cara a su restauración.

Ante esta situación, son muchos los investigadores que en los últimos años han tratado de entender la dinámica funcional de estos ecosistemas, con el objetivo de determinar si dicha degradación es irreversible y, en tal caso, encontrar indicadores que permitan detectar el punto de no retorno de la degradación que sirva como punto de partida para su prevención, o en su caso para la restauración de estos ecosistemas. Los ecosistemas áridos o semiáridos, tratados en este estudio, son una buena representación de esta realidad tan compleja. Este tipo de ecosistemas presentan como particularidad una estructura de la vegetación en forma de parches cuya dinámica se explica por la interacción entre el desarrollo de la vegetación y los flujos de agua y de sedimentos que tiene como consecuencia el establecimiento de dos fases: áreas desnudas con productividad muy baja (áreas fuente) e islas de vegetación con alta productividad (sumideros) (Aguar y Sala, 1999). Estas islas de vegetación se inician con el establecimiento de especies pioneras que resisten muy bien las duras condiciones ambientales y bajo su influencia (sombra, incremento de la fertilidad, etc.), en un proceso denominado “facilitación”, se produce la colonización por otras especies menos resistentes a dichas condiciones. Esta colonización en estos parches o islas de fertilidad incrementa a su vez la capacidad de acumular nuevos recursos (sedimentos y agua) que retroalimentan positivamente el parche haciéndolo crecer. Perturbaciones en estos sistemas, como sequías o pastoreo excesivo, afectan el tamaño y la disposición de los parches y por tanto, la capacidad de los sistemas de conservar los recursos acumulados (Tongway et al., 1998; Okin et al., 2009).

Las primeras investigaciones sobre la respuesta de los ecosistemas a las perturbaciones, sugerían que ésta debía ser lineal. Es decir, conforme aumenta o disminuye la explotación o perturbación del ecosistema, se produciría una degradación o recuperación del mismo proporcional a la intensidad de dicha perturbación o explotación. Sin embargo, recientemente se ha propuesto que algunos ecosistemas, y de manera especial los ecosistemas semiáridos, no responden de manera lineal sino que responden a las perturbaciones con dinámicas de tipo umbral, resultando en una degradación del ecosistema brusca y muy difícil de revertir. Es decir, que en algún punto de la trayectoria de degradación del ecosistema se pierde la proporcionalidad entre la perturbación y la consecuente degradación, de manera que un pequeño incremento de la perturbación provocaría un aumento desproporcionado de la degradación. Incluso se ha propuesto que estas dinámicas no lineales en la degradación pudieran inducir

a que los ecosistemas presenten dos estados estables alternativos con diferentes propiedades funcionales en un mismo punto de la trayectoria (Scheffer et al., 2015).

Asumiendo que las dinámicas de degradación son muy frecuentemente de tipo umbral, las investigaciones en los últimos tiempos han tratado de encontrar indicadores de alerta temprana que sean fácilmente medibles y que permitan anticipar cuándo se va a producir el momento de cambio brusco, de forma que permitan actuar en consecuencia. Uno de esos indicadores propuestos para alerta temprana sobre la degradación de la vegetación en zonas áridas y semiáridas, se basa en una propiedad estructural de dichos ecosistemas que es relativamente fácil y rápida de medir, como es la relación entre el número y tamaño de los parches de vegetación en el paisaje (Kefi et al., 2007). Este indicador, sin estar claramente validado, se ha asumido como un indicador de carácter universal para este propósito en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España (EME, 2011), documento base para la estrategia nacional en materia de medio ambiente.

En su propuesta, Kefi et al. (2007) investigaron mediante datos observacionales y simulación, la relación entre la frecuencia de parches y su tamaño en un gradiente de aridez y pastoreo en toda la Cuenca Mediterránea, encontrando un cambio en la distribución estadística. Ésta pasaba, a lo largo del gradiente, de una distribución potencial a una distribución potencial truncada en la que los parches más grandes desaparecían a favor de las clases de tamaño más pequeñas. Los autores del estudio interpretaron que el sobrepastoreo y la escasez de recursos hídricos producían la fragmentación de los parches de mayor tamaño, mermando su potencial facilitador hacia otras especies de planta y disminuyendo la funcionalidad del sistema (la capacidad de albergar especies distintas, la productividad, etc.). De esta forma, propusieron que esta desviación de la distribución podría usarse como un indicador de degradación del ecosistema.

No obstante, la efectividad y universalidad de este indicador fue criticada por varios investigadores. Por una parte, Maestre y Escudero (2009) criticaron la falta de validación de la relación entre la distribución estadística y los procesos ecológicos implicados en la dinámica de parches, dado que ellos no encontraron una correspondencia entre el indicador propuesto por Kefi et al. (2007) y el grado de funcionalidad del ecosistema, entendiendo esta última como la medida de recursos del suelo disponibles para el crecimiento de las plantas. Además, encontraron también que, tanto en ecosistemas perturbados como en los no perturbados, la distribución estadística de la relación entre el número y el tamaño de los parches se ajustaba mejor a una distribución potencial truncada que a una distribución potencial. De manera independiente, Lin et al. (2010) criticaron el trabajo de Kefi et al. (2007) porque dejaba al albedrío o conveniencia del investigador la decisión de cuántas y cuáles clases de tamaño emplear para hacer el agrupamiento del tamaño de los parches (*binning*), lo cual influye notablemente en la relación estadística entre el tamaño y el número de los parches. De esta manera, cuando Lin et al. (2010) agrupaban los parches en clases de tamaño según su elección, obtenían resultados similares a los de Kefi et al. (2007), pero obtenían un resultado distinto

cuando utilizaban un procedimiento estadístico que mediante iteración busca el mejor ajuste de la distribución estadística a partir de todas las agrupaciones posibles de los parches en clases de tamaño. En este último caso, la relación entre la frecuencia y tamaño de los parches de sus parcelas de estudio se ajustaba mejor a una distribución potencial truncada independientemente de su nivel de perturbación. Una crítica que se puede añadir a estas aproximaciones al problema, es que, tanto Kefi et al. (2007) como Maestre y Escudero (2009), emplearon transectos lineales para determinar el número y tamaño de parches de sus parcelas de estudio. Esta metodología de muestreo ha sido criticada porque sobreestima los parches más grandes en detrimento de aquellos más pequeños, debido a la baja probabilidad de estos últimos para ser interceptados por transectos lineales dispuestos en las parcelas (Lucas & Seber, 1977; Kaiser, 1983), resultando por tanto en distribuciones sesgadas hacia las clases de tamaño de parche más grandes. Por último, una crítica a dicha aproximación que añadimos nosotros, es que el tamaño de la parcela de muestreo empleada por Kefi et al. (2007) y Maestre & Escudero (2009) es relativamente pequeño (<0.25 ha) y faltaría comprobar su validez a escalas más amplias que tengan relevancia para la ordenación del territorio.

Por todo ello, en el presente trabajo nos proponemos esclarecer las dudas sobre la validez del indicador de alerta temprana de Kefi et al. (2007) empleando una metodología no sesgada de muestreo de los parches, así como una metodología de análisis estadístico no sujeta a la subjetividad del observador y a una escala de estudio que pueda ser relevante para la ordenación del territorio de encinares continentales ibéricos situados en tres contextos climáticos diferentes (semiárido, seco y subhúmedo). Hemos escogido los encinares por ser una de las formaciones arbóreas más representativas de la región mediterránea occidental y una de las más afectadas a causa de la fragmentación y el cambio climático (Matesanz y Valladares, 2014; Valladares et al., 2014).

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se ha llevado a cabo en una extensa región del Sistema Ibérico, al este de la Península Ibérica, comprendida entre las cuencas de los ríos Tajo, Ebro, Turia y Mijares (Figura 1). El clima es mediterráneo, con dos periodos húmedos, uno en otoño y otro en primavera, que concentran la mayor parte de la precipitación anual. La precipitación media anual de la zona de estudio está comprendida entre 350 y 700 mm y la temperatura media entre 9.0 y 12.5°C. A su vez, la evapotranspiración potencial toma valores entre 850 y 950 mm y el índice de aridez, calculado como la relación entre la precipitación media anual y la evapotranspiración potencial (P/ETP) (UNEP, 1992), se sitúa entre 0.35 y 0.85. La vegetación en esta región ha sido sometida a importantes impactos derivados de la actividad humana a lo largo de la historia, con importantes episodios de deforestación (Stevenson, 2000; Aranbarri et al., 2014).

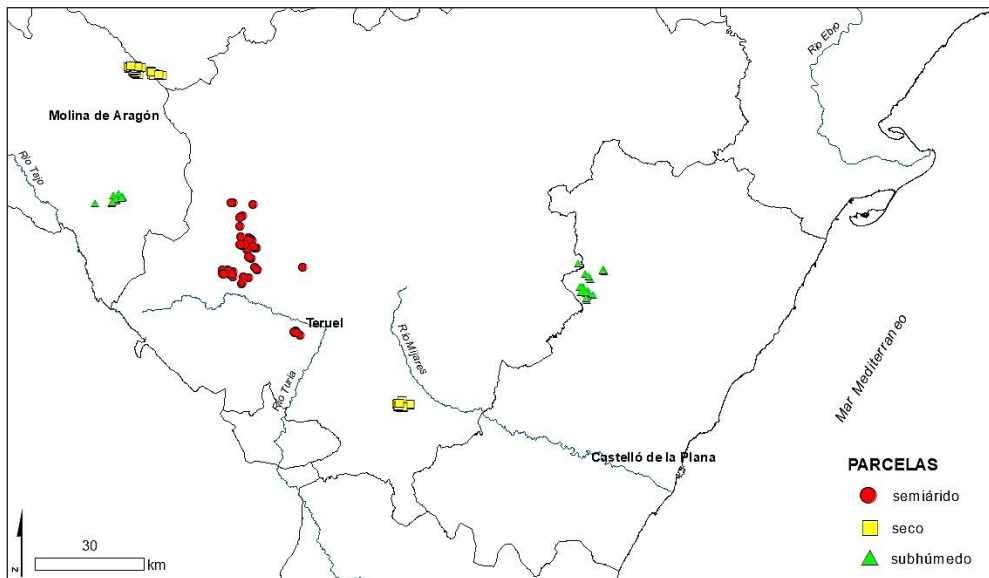


Figura 1. Mapa del área de estudio y localización de las parcelas de análisis divididas por clima

Para la consecución de los objetivos propuestos en este artículo, se analizaron los parches de vegetación en 136 unidades de muestreo de 231×231 m (~ 5 ha), que es el tamaño de *pixel* de las imágenes obtenidas por el satélite MODIS de observación terrestre (<http://modis.gsfc.nasa.gov/>). Estas unidades fueron el resultado de seleccionar de entre todos los píxeles del área de estudio, aquellos que contenían vegetación de encinar, aunque fuera un solo árbol, y que, al mismo tiempo no fuesen contiguos en ninguno de sus lados con otro píxel seleccionado y que fueran homogéneos en todas sus características ambientales (altitud, suelo, pendiente, orientación y tipo de vegetación), excepto en el clima y en la intensidad de uso. Todas las unidades seleccionadas se situaban entre 1000 y 1300 m s. n. m., sobre suelos derivados de calizas cretácicas y jurásicas y con poca pendiente ($< 10^\circ$). Las parcelas se reunieron en tres grupos diferenciados en función del índice de aridez (Figura 1): semiárido ($P/ETP=0.35-0.50$, 53 parcelas), seco ($0.50-0.65$, 51 parcelas) y subhúmedo ($0.65-0.75$, 32 parcelas); y dentro de cada grupo se seleccionaron unidades que representaran todos los niveles de intensidad de uso, desde encinares con el máximo desarrollo y cobertura hasta lugares que albergaron encinares en el pasado pero que ahora presentan tan sólo árboles aislados o incluso no presentan arbolado (Figura 2).

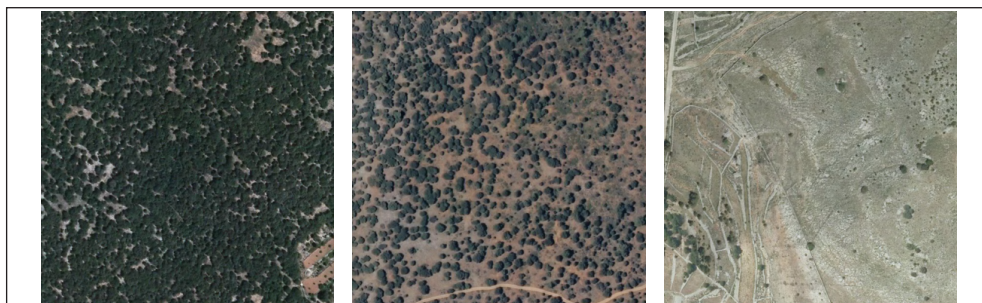


Figura 2. Fotos aéreas ejemplo de la gradación del nivel de intensidad de uso presente en las distintas parcelas de estudio (de menor a mayor, de izquierda a derecha). Clima ejemplo: subhúmedo.

Los parches se determinaron a partir de las ortofotografías correspondientes a las 136 unidades de muestreo, las cuales se obtuvieron del Instituto Geográfico Nacional (<http://www.ign.es/ign/main/index.do>). Dado que existían parches de vegetación que estando incluidos en las parcelas de 231 x 231 m tenían sus límites fuera de éstas, se emplearon imágenes con un área mayor, de 300 x 300 m, que engloba la parcela de muestreo de 231 x 231 m.

La metodología empleada consistió en un proceso de clasificación supervisada de las ortofotografías de las unidades de muestreo con la finalidad de obtener una imagen equivalente donde cada elemento de la misma queda identificado por una clase o categoría determinada (parche de vegetación *vs.* suelo desnudo). Utilizando el software ENVI 4.5, para cada una de las parcelas de estudio, se realizó una primera identificación de los parches de vegetación y de las áreas consideradas como no parche (suelo desnudo, estrato herbáceo y pequeños arbustos) para posteriormente, mediante el clasificador de mínima distancia, asignar las categorías identificadas al resto de parches que componen cada una de las parcelas, generando una serie de polígonos editables. Adicionalmente, se obtuvo un valor de precisión de la metodología empleada (*Global Accuracy*). Para ello se determinó mediante inspección visual directa la existencia de parche o suelo desnudo en 100 puntos aleatorios de cuatro parcelas representativas (una de cobertura alta, otra de cobertura intermedia-alta, otra de cobertura intermedia-baja y otra de cobertura baja) y su proporción se comparó con la proporción entre el área de parche y de suelo desnudo obtenida con la metodología anterior para las mismas parcelas. El valor de coincidencia fue muy alto en todos los casos, obteniéndose un valor medio de precisión del 90%.

Cabe destacar que, en un primer análisis, se trató de utilizar puntos LIDAR, obtenidos del Instituto Geográfico Nacional, para la determinación de la cobertura arbórea de las parcelas de estudio, tal y como establecen Calvo-Cases et al. (2014), con el objetivo de afinar la precisión en el cálculo de la misma. Sin embargo, tras el empleo de varias herramientas LIDAR esta metodología se reveló inútil e imprecisa con los materiales disponibles para la escala de detalle necesaria.

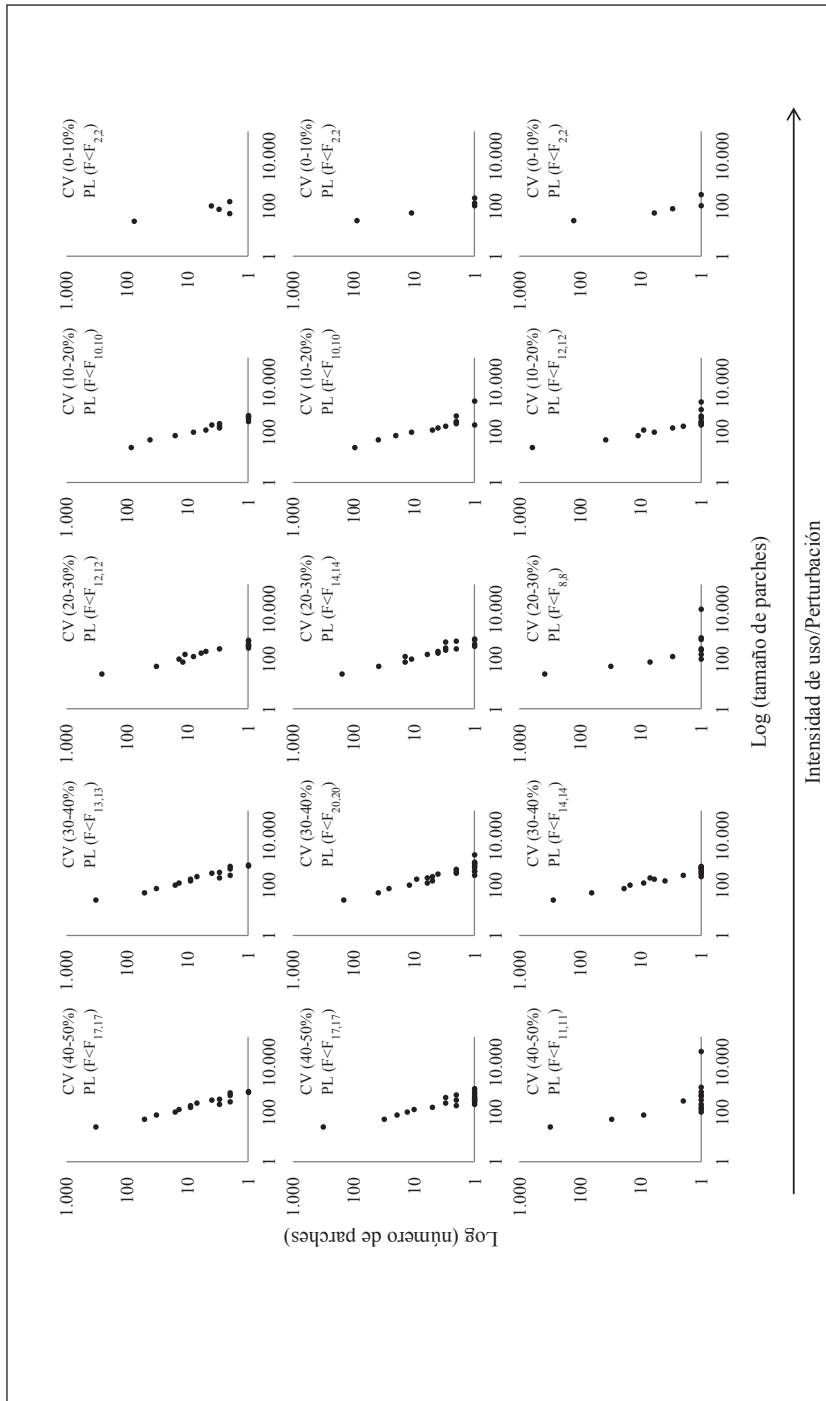


Figura 3. Efecto de la perturbación sobre la distribución de la frecuencia del tamaño de parches para cada uno de los climas: semiárido (primera fila), seco (segunda fila), subhúmedo (tercera fila) en un rango de intensidad de uso medido en función de la cobertura arbórea de la parcela (CV). $F_{n,m}$ = Valor mínimo de F con n, m grados de libertad para que haya una probabilidad mayor de 0.05 de que los casos comparados sean distintos. PL= ajuste a una distribución potencial.

Con la base de datos vectorial obtenida y mediante el software cartográfico ArcGIS 10.5, se eliminaron todos aquellos polígonos clasificados como no parches, se corrigieron los errores de clasificación más destacados visualmente, como las sombras y los límites de parche mal clasificados; se obtuvo el área de los parches de vegetación y se eliminaron aquellos polígonos menores de 1m², con la finalidad de no confundir los parches de encina con otras entidades vegetales menores, como arbustos aislados de pequeña relevancia para la funcionalidad del sistema. Igualmente, con el fin de no sobreestimar la cobertura arbórea real de la parcela, se eliminaron aquellos polígonos correspondientes a parches cuya esquina superior derecha quedaba fuera de la parcela de estudio (231 x 231 m).

Se analizaron los datos de las 136 parcelas para establecer cuál de las dos posibles distribuciones estadísticas, potencial y potencial truncada, se ajustaba mejor a la relación entre tamaño de parche y su frecuencia en cada parcela. Para ello se utilizaron dos softwares estadísticos, IBM SPSS Statistics (v. 22) y R (v. 3.4.1), que dan respuesta, respectivamente, a la agrupación de los parches en clases de tamaño mediante un proceso de *binning* y a la agrupación de tamaños a través de la optimización de la relación estadística entre ambos parámetros. En el caso del análisis de los datos con el software SPSS, se estudió el tamaño de los parches de vegetación de 5 parcelas por clima que fueran representativas de todo el rango de degradación y se decidió utilizar clases de tamaño de parche de cada 25 m², considerando que clases de tamaños más pequeñas podrían proporcionar demasiados puntos en la distribución y clases más grandes dejarían muchos huecos en la distribución, lo que haría más débil el ajuste estadístico.

Para determinar cuál de las dos distribuciones, potencial y potencial truncada, se ajustaba mejor a los datos, se utilizó el valor de AIC (Akaike Information Criteria), el cuál toma un valor más bajo cuanto mejor se ajusta el modelo a los datos (Buckland et al. 1997). Además, para comprobar la hipótesis de que la distribución potencial es más frecuente entre las parcelas con menor intensidad de uso y que la distribución potencial truncada es más frecuente entre las parcelas sometidas a una mayor intensidad de uso, se aplicaron tests de independencia o asociación. Dado que el resultado de los análisis con datos agrupados en clases de tamaño (*binning*) fue rotundo, no hizo falta aplicarles dicho test de independencia a los datos. Sin embargo, para el caso de los resultados obtenidos a partir de los datos no agrupados en clases de tamaño de parche (sin *binning*), se les aplicó un test Chi-cuadrado.

El valor de intensidad de uso para cada parcela se obtuvo de la expresión: $IU = (CV_{max} - CV_{parcela}) / CV_{max}$; donde CV_{max} es la cobertura arbórea máxima alcanzable para un clima dado y $CV_{parcela}$ el valor de cobertura arbórea de cada parcela. El rango de valores de intensidad de uso posibles va desde 0 (intensidad nula y cobertura arbórea máxima) hasta 1 (intensidad de uso máxima y cobertura arbórea nula). La distinción entre las categorías “poco” o “muy degradada” se hizo a partir de los datos de funcionalidad del suelo (nutrientes, respiración, actividad enzimática, etc.) de las parcelas, los cuales fueron obtenidos en el curso del proyecto de investigación en el que se incluye el presente artículo. A partir de

dichos datos de funcionalidad de suelo se estableció el valor de 0.4 como el punto de corte establecido entre ambas categorías de intensidad de uso. Este valor corresponde a coberturas arbóreas de 32, 45 y 52% para los climas semiárido, seco y subhúmedo, respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 3 muestra los resultados relativos al análisis de los datos sometidos a *binning* de las 15 parcelas escogidas, y se observa que en todos los casos, las curvas se ajustan mejor, tanto visual como estadísticamente ($F < F_{n,m}$), a una distribución potencial y no a una distribución potencial truncada, lo que contradice los resultados obtenidos tanto por Kefi et al. (2007) como por Lin et al. (2010). Además, esta rotundidad en los resultados hizo innecesario el analizar la asociación entre el tipo de distribución y la intensidad de uso de las parcelas.

Por otra parte, en la Tabla 1 se muestran los resultados obtenidos en relación a los datos sin *binning*. De las 136 parcelas analizadas, el 81% se ajustó mejor a una distribución potencial, mientras que el resto, 19%, se ajustó mejor a una distribución potencial truncada y esta diferencia se repitió dentro de cada clima: 46 parcelas en el semiárido, 35 en el seco y 29 en el subhúmedo se ajustaron a una distribución potencial, mientras 7 parcelas en el semiárido, 16 en el seco y 3 en el subhúmedo se ajustaron mejor a una distribución potencial truncada. En la Tabla 2, por su parte, se presenta el resultado del test Chi-cuadrado de asociación entre el grado de intensidad de uso de las parcelas y la distribución del mejor ajuste de los datos sin *binning*. Los resultados muestran una asociación estadísticamente significativa ($p \leq 0.05$) para los climas seco y semiárido entre parcelas con poca intensidad de uso y el modelo potencial y entre parcelas con una mayor intensidad de uso y la distribución potencial truncada. Mientras que no presenta asociación entre ambas variables para las parcelas del clima subhúmedo ($p > 0.05$).

Tabla 1. Número de parcelas cuyos datos se ajustan mejor a una distribución potencial o potencial truncada (sin *binning*) para cada uno de los climas estudiados.

Clima	Potencial	Potencial Truncada	Total
semiárido	46	7	53
seco	35	16	51
subhúmedo	29	3	32
Total			136

Tabla 2. Test de independencia o Chi-cuadrado de asociación entre el grado de intensidad de uso de las parcelas (<0.4 corresponde a las parcelas de menor intensidad de uso y >0.4 a las parcelas de mayor intensidad de uso, ver apartado de Material y Métodos) y la distribución del mejor ajuste de los datos sin *binning* para cada uno de los climas estudiados.

IU de corte	> 0.4	< 0.4	> 0.4	< 0.4	> 0.4	< 0.4
POTENCIAL	29	17	21	14	21	8
POTENCIAL TRUNCADA	7	0	16	0	3	0
chi-cuadrado	3,809	8,822	1,103			
p-value	0,051	0,003	0,294			

Este resultado sugeriría que la relación que establece Kefi et al. (2007) en su trabajo es válida. Sin embargo nosotros creemos que nuestros resultados no dotan de universalidad al indicador propuesto por dichos autores, dado que a pesar de existir una asociación significativa entre el indicador y el nivel de degradación, la potencia de dicha relación no es muy alta, pues la relación potencial truncada entre el tamaño y el número de parches en parcelas sometidas a altas intensidades de uso, se cumple sólo en un 19% de las parcelas del clima semiárido, en un 43% para las parcelas del clima seco y en un 13% para las parcelas bajo clima subhúmedo. Ello implicaría que de utilizar este método, el riesgo de equivocarse sería demasiado alto.

Teniendo en cuenta estos resultados, la distribución potencial parece ser la norma en todos los climas y para todos los niveles de intensidad de uso independientemente del procedimiento empleado (con *binning* o sin *binning*), contradiciendo así los resultados obtenidos tanto por Kefi et al. (2007) como por Maestre y Escudero (2009) y Lin et al. (2010). Nos cuestionamos entonces cual podría ser la causa de las diferencias entre nuestros resultados y aquellos obtenidos por los autores anteriormente citados. Por un lado, aunque existen diferencias de temperatura entre nuestra zona de estudio y las zonas estudiadas por Kefi et al. (2007) y por Maestre y Escudero (2009), en todos los casos el clima es semiárido y la vegetación está conformada por arbustos de porte mediano y pequeño y hierbas perennes. Por otro lado, la metodología de análisis (con *binning* o sin *binning*) no parece ser la causa del truncamiento, pues usando tanto uno como otro método, se obtienen resultados muy similares. Nos planteamos entonces que la diferencia en los resultados podría radicar en la metodología de determinación y medida de los parches de vegetación tal y como se indicó en la introducción. Mientras que Kefi et al. (2007) y Maestre y Escudero (2009) emplearon una metodología basada en transectos lineales de 30 m, en este artículo hemos considerado todos los parches de vegetación incluidos dentro de las parcelas de 231 x 231 m, evitando así subestimar la frecuencia de los parches más pequeños cuya probabilidad de ser interceptados por el transecto es menor. Como se observa en la Figura 3, a medida que aumenta la

perturbación sobre el medio desaparecen los parches más grandes como consecuencia de la fragmentación y se mantiene la frecuencia de los parches más pequeños, lo que provoca que no cambie el ajuste hacia una distribución potencial truncada como les sucede a Kefi et al. (2007), que obtienen un truncamiento de la curva debido al aumento del número de parches intermedios junto con una disminución del número de parches más pequeños a causa de su baja probabilidad de ser interceptados por un transecto lineal, en parcelas con una intensidad de uso mayor (es decir con una menor cobertura vegetal). Aunque esta última crítica no está científicamente demostrada en este artículo, parece que podría explicar las diferencias observadas en los resultados, abriendo así un campo de estudio y debate sobre la metodología de muestreo más apropiada para la determinación de la degradación en este tipo de ecosistemas.

Actualmente es difícil encontrar indicadores de alerta temprana que definan el complejo comportamiento de los ecosistemas frente a la degradación, por ello resulta relevante definir indicadores que sean objetivos y universalmente válidos. De este modo, los resultados de este artículo confirman esta difícil tarea, refutando la validez del indicador propuesto por Kefi et al. (2010) mediante el empleo de metodologías de muestreo y análisis no sesgadas a una escala de estudio relevante para la ordenación territorial.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha estado financiado por el proyecto de investigación “Indicadores de cambios funcionales bruscos para la priorización de áreas degradadas a restaurar en comunidades de plantas mediterráneas” (CGL2013-42213-R, INDICAR). Además se agradece la colaboración de Adolfo Calvo (Dpto. de Geografía de la Universidad de Valencia) y Eduardo González Ferreiro (Unidad de Gestión Forestal Sostenible de la Universidad de Santiago de Compostela) con el análisis LIDAR. Y a Vicente Monleón (US Forest Service Pacific Northwest Research Station, Corvallis, Oregon, USA) por sus sugerencias respecto a la metodología de medición de la cobertura arbórea y los análisis estadísticos.

REFERENCIAS

- Aguiar, M. y Sala, O. (1999): Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(7), 273-277.
- Aranbarri, J., González-Sampériz, P., Valero-Garcés, B., Moreno, A., Gil-Romera, G., Sevilla-Callejo, M., García-Prieto, E., di Rita, F., Mata, M. P., Morellón, M., Magri, D., Rodríguez-Lázaro, J. y Carrión, J. S. (2014): Rapid climatic changes and resilient vegetation during the Lateglacial and Holocene in a continental region of south-western Europe. *Global and Planetary Change*, 114, 50-65.
- Buckland, S., Burnham, K., y Augustin, N. (1997): Model Selection: An Integral Part of Inference. *Biometrics*, 53(2), 603-618.

- Calvo-Cases, A., Zlotnik, E., Katra, I., Ginestar-Espi, P. y Arnau-Rosalén, E. (2014): Mapping vegetation patterns on Mediterranean hillslopes dominated by *Macrochloa tenacissima* by means of LiDAR and other RS imagery. En Schnabel, S. y Gómez Gutiérrez, A. (eds.): *Avances de la Geomorfología en España 2012-2014*. Universidad de Extremadura y Sociedad Española de Geomorfología. 172-175.
- EME (2011): *La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados*. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid.
- IBERPIX. [en línea] Instituto Geográfico Nacional. Disponible en: <http://www.ign.es/iberpix2/visor/> [Consultado el 18 de julio de 2016].
- IBM CORP. (2013). *IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0*. Armonk, NY.
- Kaiser, L. (1983): Unbiased Estimation in Line-Intercept Sampling. *Biometrics*, 39(4), 965-976.
- Kéfi, S., Rietkerk, M., Alados, C., Pueyo, Y., Papanastasis, V., Elaich, A. y de Ruiter, P. (2007): Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature*, 449 (7159), 213-217.
- Lin, Y., Han, G., Zhao, M. y Chang, S. (2010): Spatial vegetation patterns as early signs of desertification: a case study of a desert steppe in Inner Mongolia, China. *Landscape Ecology*, 25(10), 1519-1527.
- Lucas, H. y Seber, G. (1977): Estimating coverage and particle density using the line intercept method. *Biometrika*, 64(3), 618-622.
- Maestre, F. y Escudero, A. (2009): Is the patch size distribution of vegetation a suitable indicator of desertification processes? *Ecology*, 90(7), 1729-1735.
- Matesanz, S. y Valladares, F. (2014): Ecological and evolutionary responses of Mediterranean plants to global change. *Environmental and Experimental Botany*, 103, 53-67.
- MODIS. [en línea] Disponible en: <http://modis.gsfc.nasa.gov/> [Consultado el 19 de julio de 2016].
- Okin, G., Parsons, A., Wainwright, J., Herrick, J., Bestelmeyer, B., Peters, D. y Fredrickson, E. (2009): Do Changes in Connectivity Explain Desertification? *BioScience*, 59(3), 237-244.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2016): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3- 900051-07-0. Disponible en: <https://www.r-project.org/>
- Scheffer, M., Carpenter, S., Dakos, V. y van Nes, E. (2015): Generic Indicators of Ecological Resilience: Inferring the Chance of a Critical Transition. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46(1), 145-167.
- Stevenson, A. C. (2000): The Holocene forest history of the Montes Universales, Teruel, Spain. *The Holocene*, 10(5), 603-610.
- Tongway, D., Cortina, J. y Maestre, F. (2004): Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. *Ecosistemas*, 13(1), 2-15.
- UNEP (1992): *World atlas of desertification*. United Nations Environmental Program (UNEP). Edward Arnold. London.

Valladares, F., Flores-Rentería, D., Forner, A., Morán-López, T. y Díaz, M. (2014): Influencia de la fragmentación y el clima en procesos clave para la regeneración del encinar. *Ecosistemas*, 23(2), 37-47.

Cómo citar este artículo:

Rubio, C., García-Fayos, P. y Bochet, E. (2019). Análisis de la distribución del tamaño de parches de vegetación como indicador de degradación de los encinares mediterráneos. *Cuadernos de Geografía*, 102, 73-86.

<https://doi.org/10.7203/CGUV.102.14656>



Este obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 4.0 Internacional.

