

# Cambios de diversidad en el proceso de autosucesión en parcelas de matorral sometidas a perturbaciones experimentales

L. Calvo, E. L. Calabuig, E. Marcos, R. Tárrega & L. Valbuena

Área de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de León

24071 León, España

## Introducción

El paisaje mediterráneo es en gran medida el resultado de la actividad humana, que ha provocado la sustitución de la mayor parte de los primitivos bosques por etapas arbustivas más o menos degradadas, consecuencia de la repetición de impactos. Muchas de las especies presentan adaptaciones para sobrevivir y recolonizar rápidamente, por lo que estos ecosistemas se caracterizan por su gran resiliencia (4), recuperándose por un proceso de autosucesión, de modo que las especies que aparecen después de las perturbaciones son prácticamente las mismas que ocupaban antes la zona (2, 11, 18, 19). Esta superposición de perturbaciones asociada a la variedad de formas tradicionales de aprovechamiento genera una fragmentación y heterogeneidad espacial que es en parte responsable del mantenimiento de una elevada diversidad biológica (5, 13). Sin embargo, es importante no perder de vista la problemática asociada a la escala, tanto espacial como temporal, cuando se analizan los patrones de diversidad asociados a los procesos sucesionales (10, 15).

En las últimas décadas se ha producido una proliferación de formaciones de matorral debido al masivo abandono de pastos y cultivos. El aspecto de estas formaciones es de una gran homogeneidad estructural, que puede traducirse en algunos casos en una heterogeneidad a mayor escala en función de la existencia o no de un mosaico de etapas sucesionales. El objetivo de este trabajo es determinar si existen tendencias generales en los patrones de diversidad durante la recuperación después de perturbaciones en ecosistemas de matorral previamente uniformes. Para ello, se analiza la res-

puesta a corta, quema y arado en parcelas experimentales establecidas en tres zonas con diferente especie dominante. Se comparan además los resultados obtenidos mediante dos de los índices de diversidad más utilizados, la riqueza de especies (S) y el índice de Shannon (H') (9), para determinar su potencialidad en la detección de cambios espaciales y temporales a pequeña escala. El conocimiento de estos aspectos constituye un primer paso fundamental para realizar una gestión adecuada, con vistas a la preservación de la diversidad en la Cuenca Mediterránea.

## Material y Métodos

Se seleccionaron como zonas de estudio tres ecosistemas de matorral situados en la provincia de León, con características diferentes en cuanto a localización y clima, pero con la característica común de ser formaciones homogéneas en su estructura antes de las perturbaciones, con fuerte dominancia por parte de una especie, distinta en cada caso, pero de distribución muy uniforme en cuanto a cobertura y altura.

La primera zona era un callunar de montaña, muy húmedo, situado próximo a una estación de esquí, en el Puerto de San Isidro, a unos 1.600 m de altitud (Coordenadas U.T.M. 30TUN0769). Fitoclimáticamente se incluye en la Región Eurosiberiana, Provincia Orocantábrica, Sector Ubiñense-Picoeuropeo. La especie dominante antes de las perturbaciones era *Calluna vulgaris*, con una cobertura media superior al 80%, apareciendo también *Erica tetralix*, *Erica australis* y *Vaccinium myrtillus*, aunque con coberturas

mucho menores (inferiores al 15%), todas ellas con alturas inferiores a 50 cm.

Como segunda zona se eligió una amplia extensión de brezal, en un área con dominio potencial de *Quercus pyrenaica*, denominada Cota Isestil, a una altitud de 1.000 m (Coordenadas U.T.M. 30TUN2433). Se incluye en la Región Mediterránea, Provincia Carpetano Ibérico Leonesa, Sector Leonés. (cit. en 1). La especie dominante en este caso era *Erica australis*, con una cobertura media superior al 70% y una altura de 1,20 m, acompañada de *Thymus zygis*, *Calluna vulgaris* y *Halimium alyssodes*, con cobertura inferior al 10%.

La tercera zona era un jaral próximo a la localidad de Destriana, a unos 900 m de altitud, (U.T.M. 29TQG3929), en una zona potencial de ecotonía entre la encina y el roble (*Quercus pyrenaica*). Se incluye en la Región Mediterránea, Provincia Carpetano Ibérico Leonesa, Sector Orensano Sanabriense, Subsector Maragato Sanabriense. La especie dominante era *Cistus ladanifer*, con una cobertura media del 70% y una altura de 1,50 m. Otras especies leñosas presentes, aunque con menor abundancia eran *Lavandula stoechas*, *Halimium umbellatum* (con cobertura media menor del 10%), y *Cytisus scoparius*, *Adenocarpus complicatus* y *Chamaespartium tridentatum* (con cobertura media del 1%). Las especies herbáceas, lo mismo que en las otras zonas de estudio, presentaban valores de cobertura muy bajos antes de las perturbaciones (1-5%).

En cada zona se establecieron tres parcelas cuadradas de 10 m de lado, que fueron sometidas a corta de la biomasa aérea de las especies leñosas, quema de toda la biomasa aérea imitando las condiciones de un incendio natural, y arado mediante tractor, respectivamente. En las dos primeras zonas se llevaron a cabo dichas perturbaciones en el verano de 1985 (corta en el callunar y corta y quema en el brezal), o en el verano de 1986 (quema y arado en el callunar y arado en el brezal), y en la tercera en el verano de 1989 (todos los tratamientos en el jaral). Se realizaron muestreos anuales, desde 1987 en las dos primeras zonas, y desde 1990 en la última, incluyéndose en este estudio los 7 primeros años posteriores a las perturbaciones. Se estudian 5 muestras de 1 m<sup>2</sup> en cada parcela y periodo de estudio, que fueron seleccionados aleatoriamente entre los 100 posibles el primer año y después se fijaron para posteriores controles. En cada muestreo se señalaban todas las especies presentes, expresando su valor de importancia en términos de porcentaje de cobertura.

A partir de los valores medios de los 5 inventarios de cada parcela y periodo de muestreo se estima la diversidad mediante el índice H' de Shannon (16), y sus componentes, riqueza (S = número de especies) y equitatividad ( $J' = H'/H'^{\max}$ ) (14). La diversidad beta o heterogeneidad espacial se estima mediante el índice Shannon (H') como la diferencia entre H' total (por parcela y periodo de muestreo) y la media de H' de cada uno de los 5 inventarios correspondientes; y mediante el índice w de Whittaker (cit. en 9), que sólo considera la riqueza de especies, como la relación entre: (riqueza total/riqueza media en los inventarios) - 1.

## Resultados y discusión

Salvo en el callunar de montaña, la recuperación de la leñosa dominante antes de las perturbaciones es bastante rápida, apareciendo desde las primeras fases de recuperación tanto a partir de rebrote vegetativo (mecanismo predominante en *Erica australis* después de corta o quema) como de semillas (*Erica australis* en la parcela arada y *Cistus ladanifer* en todos los casos). Su cobertura supera el 15% a los dos años tras corta y quema, con valores más bajos después de arado, aunque en los últimos muestreos tiende a ser semejante en todas las parcelas, superior al 50% en el caso de *C. ladanifer* y algo menor en *E. australis*. Su contribución a la cobertura total es mayor en el caso de esta primera especie, claramente dominante desde el tercer año (Fig. 1). Por el contrario, *Calluna vulgaris* aunque aparece ya a los dos años tras los tratamientos, presenta una recuperación más lenta, no superando el 10% de cobertura al final del periodo de estudio. La mayor cobertura inicial de esta especie en la parcela quemada (a los 2-3 años) fue seguida por una intensa mortalidad, de modo que prácticamente desapareció en el cuarto año. Su respuesta de regeneración fue en todos los casos a partir de semillas, lo que hace a las plantas más vulnerables a las condiciones adversas, al no disponer de un sistema radicular bien desarrollado. Debido a la más lenta recuperación de la especie dominante, las especies rebrotadoras presentes en la zona antes de las perturbaciones, pero con coberturas bajas, se incrementan en estas etapas iniciales, como es el caso de *Erica tetralix*, que aparecía en la parcela cortada con menos del 20% de cobertura y supera el 25% desde el cuarto año (1).

Por lo que se refiere a la evolución de la diversidad en el curso del tiempo, en el callunar no se producen grandes cambios ni se observan tendencias temporales claras (Tabla 1). Por lo general los valores son menores en la parcela arada, tanto por la menor riqueza de especies como por el efecto de dominancia de una anual, *Aira caryophylla*, que no es desplazada por la escasa respuesta de regeneración de la leñosa dominante. En el brezal de *Erica australis* la mayor diversidad y riqueza de especies suele encontrarse en la parcela quemada, aunque las diferencias no son muy marcadas. El índice de Shannon detecta los máximos al segundo o tercer año tras las perturbaciones, después se produce un ligero descenso porque desciende la equitatividad; el número de especies no disminuye hasta el sexto o séptimo año. En el jaral se observan los máximos al año de corta y quema y a los dos años del arado; la rápida recuperación de *Cistus ladanifer* condiciona el descenso posterior de los valores de la diversidad. La mayor riqueza de especies se observa en general en la parcela cortada.

En el callunar, la heterogeneidad espacial a la escala considerada es mayor en la parcela arada desde un punto de vista cualitativo (w), sobre todo entre el tercer y el sexto año; sin embargo, teniendo en cuenta el valor de importancia de las especies (H'), la mayor heterogeneidad corresponde al primer año después de la quema, y en años posteriores a la parcela cortada. En el brezal, w no presenta una tendencia clara; por el contrario, H' es claramente mayor en los primeros

años después de quema y arado, disminuyendo y estabilizándose después; en la parcela cortada los valores son más bajos durante todo el periodo de estudio probablemente debido a la más uniforme recuperación de *Erica australis* desde las primeras fases. En el jaral, la mayor variabilidad espacial en las especies presentes suele encontrarse en la parcela arada, y no se aprecia una tendencia temporal clara en el valor de  $w$  en ninguna de las parcelas. También mediante el índice de Shannon se observa la mayor heterogeneidad en la parcela arada, apreciándose en este caso una cierta tendencia a una mayor homogeneidad en el curso del tiempo, condicionado por el aumento en la cobertura de *Cistus ladanifer* en todos los inventarios.

Por tanto, la velocidad de recuperación de la leñosa dominante parece el factor de mayor influencia en la evolución de la diversidad. En el callunar, esta recuperación es más lenta, por lo que no se aprecia una tendencia temporal clara. En el jaral es más patente el descenso de diversidad en el curso del tiempo, asociado al incremento de cobertura de *Cistus ladanifer*, que disminuye la equitatividad y además frena el desarrollo de las herbáceas. En consonancia con esto, los valores más bajos corresponden a la parcela quemada, debido a la mejor respuesta frente a esta perturbación, ya que las jaras incrementan su germinación por efecto del calor (3, 20, 21) y han sido descritas como típicas pirófitas sociales (8, 12). En el brezal se observa una cierta tendencia temporal, pero menos clara que en el jaral debido a que la recuperación de *Erica australis* es algo más lenta, pese a producirse a partir de rebrote vegetativo. Además, es preciso interpretar adecuadamente los valores de los índices. Así el mayor valor de  $H'$  a los dos años del arado se debe a la escasa cobertura de todas las especies que comienzan a aparecer, lo que provoca un elevado valor de equitatividad; el valor más alto en la riqueza de especies no se produce hasta el cuarto año.

La disminución de  $H'$  en el curso del tiempo es apreciable en las dos zonas en las que se regenera rápidamente la leñosa dominante, observándose la tendencia a volver a la mayor homogeneidad de las condiciones iniciales. Paralelamente, los valores de  $H'$  son más bajos en las parcelas en las que la recuperación es más rápida, la parcela quemada del jaral y la cortada del brezal. Este aspecto no se pone de manifiesto mediante  $S$ , que sí detecta, sin embargo, la variabilidad espacial en la composición específica. Los dos índices utilizados para estimar la heterogeneidad espacial, por tanto, dan resultados aparentemente contradictorios en algunos casos, pero coherentes con los cambios cualitativos y cuantitativos que tienen lugar, por lo que la utilización conjunta de ambos proporciona información complementaria acerca de la dinámica de estas comunidades.

El incremento transitorio de diversidad en las primeras fases de recuperación tras perturbaciones, generalmente asociado a una proliferación de herbáceas, puede ser importante para la conservación de especies animales adaptadas a la explotación de hábitats fragmentados (6, 7, 17). Este aspecto debe ser tenido en cuenta en la gestión de las cada vez más extensas áreas de matorral, para conseguir un equilibrio dinámico de las diferentes etapas sucesionales, favoreciendo el

avance del bosque en las zonas menos degradadas y manteniendo en las demás las actividades tradicionales y las perturbaciones asociadas a ellas, de manera que se conserve la diversidad de paisajes. Estas cuestiones no son evidentemente nuevas, González-Bernáldez (7) ha tratado ampliamente el tema, indicando que el mosaico de paisajes más o menos maduros es el resultado de la tensión entre explotación y conservación, y señaló la importancia de determinar el óptimo para cada zona.

## Referencias

- (1) Calvo, L., 1993. Regeneración vegetal en comunidades de *Quercus pyrenaica* Willd. después de incendios forestales. Análisis especial de comunidades de matorral. Tesis Doctoral. Univ. de León.
- (2) Casal, M., Basanta, M., González, F., Montero, R., Perchas, J. & Puentes, A., 1990. Post-fire dynamics in experimental plots of shrubland ecosystems in Galicia (NW Spain). In: Goldammer, J. G. & Jenkins, M. J. (eds.): Fire in ecosystem dynamics. SPB Academic Publishing, The Hague.
- (3) Corral, R., Pita, J. M. & Pérez-García, F., 1990. Some aspects of seed germination in four species of *Cistus* L. Seed Science and Technology, 18: 321-325.
- (4) Dell, B., Hopkins, A. J. M. & Lamont, B. B. (eds.), 1986. Resilience in Mediterranean-type Ecosystems. Dr. W. Junk Publ., Dordrecht.
- (5) Díaz Pineda, F., 1998. Diversidad biológica y conservación de la biodiversidad. En: Díaz Pineda, F., de Miguel, J. F. & Casado, M. A. (eds.): Diversidad biológica y cultura rural en la gestión ambiental del desarrollo. Multimedia Ambiental - Mundiprensa. Madrid: 41-55.
- (6) García-Villanueva, J. A., Tárrega, R., Ea, V. & Serrano, M. C., 1998. Vegetal habitat structure and bird population relationships in burnt woods of León province (Spain). III Int. Conf. on Forest Fire Research. Luso (Portugal): 1737-1749.
- (7) González-Bernáldez, F., 1981. Ecología y paisaje. Blume, Madrid.
- (8) Kuhnholz-Lordat, G., 1938. La terre incendiée. Essai d'Agronomie Comparée. La Maison Carré, Nîmes.
- (9) Magurran, A. E., 1989. Diversidad ecológica y su medición. Vedral. Barcelona.
- (10) Margalef, R., 1997. Our Biosphere. Excellence in Ecology. Ecology Institute. Alemania.
- (11) Mazzoleni, S. & Esposito, A. 1993. Vegetative regrowth after fire and cutting of Mediterranean macchia species. In: Trabaud, L. & Prodon, R. (eds.): Fire in Mediterranean Ecosystems. ECSC-EEC-EAEC, Brussels-Luxembourg: 87-99.
- (12) Naveh, Z., 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean Region. Vegetatio, 29: 199-208.
- (13) Naveh, Z. & Lieberman, A. S., 1990. Landscape Ecology. Theory and Application. Springer-Verlag. New York.
- (14) Pielou, E. C., 1966. The measures of diversity in different types of biological collections. J. Theor. Biol., 13: 131-144.
- (15) Rosenzweig, M. L., 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press. Cambridge.
- (16) Shannon, C. E. & Weaver, W., 1949. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press. Urbana.
- (17) Suarez, S., 1998. Efectos ecológicos derivados del abandono de tierras de cultivo en la provincia de León (Municipio de Chozas de Abajo). Tesis Doctoral. Univ. de León.

- (18) Tárrega, R., Luis-Calabuig, E. & Alonso, L., 1995. Comparison of the regeneration after burning, cutting and ploughing in a *Cistus ladanifer* shrubland. *Vegetatio*, 120: 59-67.
- (19) Traubaud, L., 1987. Natural and prescribed fire: survival strategies of plants and equilibrium in mediterranean ecosystems. In: Tenhunen, J. D. *et al.* (eds.): *Plant response to stress*. NATO ASI Series, Vol. G 15. Springer-Verlag. Berlin: 607-621.
- (20) Traubaud, L. & Oustric, J., 1989. Heat requirements for seed germination of three *Cistus* species in the garrigue of southern France. *Flora*, 183: 321-325.
- (21) Valbuena, L., Tárrega, R. & Luis, E., 1992. Influence of heat on seed germination of *Cistus laurifolius* and *Cistus ladanifer*. *International Journal of Wildland Fire*, 2(1):15-20.

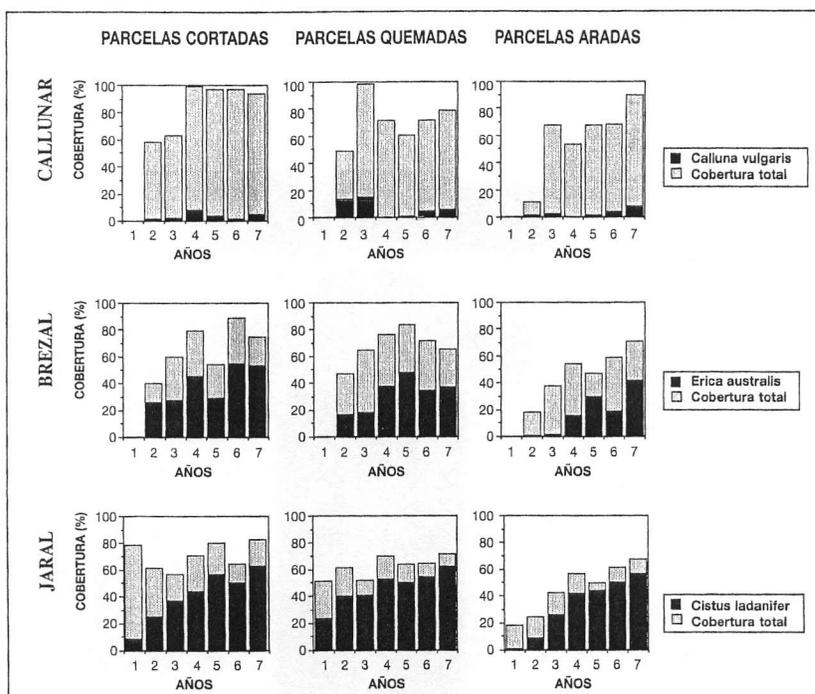


Fig. 1. Evolución de los valores de cobertura de la especie leñosa dominante en la situación inicial y de la cobertura vegetal total en los primeros siete años después de las perturbaciones experimentales en las tres zonas de estudio.

Tabla 1. Valores de diversidad (índice de Shannon  $H'$ , equitatividad  $J'$ , riqueza de especies  $S$ ) y heterogeneidad espacial ( $w$  de Whittaker y  $H'$ ) en los primeros siete años después de las perturbaciones experimentales en las tres zonas de estudio.

	QUEMA							CORTA							ARADO						
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6	Q7	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7
CALLUNAR (Pto. S. Isidro)																					
$H'$	2,49	2,52	2,58	2,95	2,91	2,83	2,98	-	2,73	2,55	2,55	2,70	2,28	2,46	-	1,73	1,27	1,33	1,32	1,92	1,70
$J'$	0,83	0,73	0,70	0,77	0,76	0,74	0,81	-	0,72	0,74	0,69	0,75	0,64	0,66	-	0,75	0,45	0,44	0,40	0,52	0,51
$S$	8	11	13	14	14	15	13	-	14	11	13	12	12	14	-	5	7	8	10	13	10
$w$	0,06	0,62	0,55	0,56	0,56	0,50	0,30	-	0,89	0,49	0,58	0,67	0,62	0,63	-	0,39	0,94	1,10	1,00	1,17	0,56
$H'$	0,70	0,33	0,20	0,37	0,20	0,26	0,26	-	0,64	0,45	0,28	0,63	0,38	0,60	-	0,22	0,33	0,26	0,21	0,31	0,13
BREZAL (Cota Isestil)																					
$H'$	-	3,38	3,62	3,15	2,84	3,13	2,65	-	2,37	2,98	2,72	2,80	2,46	1,70	-	3,54	3,26	2,73	2,97	1,33	1,33
$J'$	-	0,74	0,78	0,66	0,58	0,67	0,59	-	0,53	0,67	0,60	0,63	0,54	0,46	-	0,88	0,74	0,59	0,70	0,40	0,38
$S$	-	24	25	28	29	26	22	-	22	22	23	22	23	19	-	16	21	25	19	10	11
$w$	-	1,00	0,79	0,69	0,77	0,83	1,20	-	1,07	0,81	0,57	0,80	0,74	0,76	-	0,90	0,81	1,02	0,86	1,17	1,20
$H'$	-	0,83	0,79	0,45	0,48	0,55	0,41	-	0,03	0,31	0,27	0,25	0,16	0,08	-	0,98	0,54	0,30	0,35	0,20	0,20
JARAL (Destriana)																					
$H'$	2,95	1,92	1,06	1,26	0,98	0,88	0,94	4,05	3,01	2,15	2,29	1,79	1,38	1,63	3,31	3,41	2,21	1,71	0,74	1,08	1,03
$J'$	0,65	0,43	0,37	0,38	0,49	0,35	0,25	0,79	0,61	0,50	0,52	0,45	0,37	0,37	0,79	0,76	0,55	0,41	0,22	0,36	0,29
$S$	23	22	7	10	4	7	13	34	30	20	21	16	13	21	18	22	16	18	18	8	12
$w$	1,30	1,00	0,94	0,92	0,25	0,84	1,10	0,71	0,61	1,04	0,87	0,82	0,80	1,02	1,50	0,90	1,16	1,37	1,94	1,67	1,22
$H'$	0,58	0,19	0,11	0,18	0,09	0,06	0,18	0,51	0,34	0,31	0,37	0,30	0,17	0,26	1,06	0,75	0,45	0,16	0,08	0,40	0,18

Reservados todos los derechos.

Ni la totalidad ni parte de este libro puede reproducirse o transmitirse por ningún procedimiento electrónico o mecánico, incluyendo fotocopia, grabación magnética, o cualquier almacenamiento de información y sistema de recuperación, sin permiso escrito de Editorial Centro de Estudios Ramón Areces, S. A.

Imagen de portada: Delta del río Lena en el Mar Ártico de laptev, Siberia. El delta, de unos 45,000 Km<sup>2</sup>, forma parte de la Reserva de vida silvestre Delta de Lena, de 61,000 Km<sup>2</sup>. Imagen en falso color combinando bandas del Landsat 7, tomadas el 27-7-2000. Cedida por USGS Natural Center for EROS and NASA, Lansat Projet Science Office.

© F. García Novo  
F. Díaz Pineda  
A. Gómez Sal

© EDITORIAL CENTRO DE ESTUDIOS RAMÓN ARECES, S.A.  
Tomás Bretón, 21 - 28045 Madrid

© FUNDACIÓN RAMÓN ARECES  
Vitruvio, 5 - 28006 Madrid

Depósito legal: M-45759-2006

Impreso por ANEBRI, S.A.  
Antonio González Porras, 35-37  
28019 Madrid

Impreso en España / *Printed in Spain*

F. García Novo, F. Díaz Pineda y A. Gómez Sal, coords.

# DIVERSIDAD BIOLÓGICA Y BIODIVERSIDAD



FUNDACIÓN RAMÓN ARECES  
MADRID, 2006