

# IMPACTO DE LA ROZA SOBRE LA REGENERACIÓN DEL SOTOBOSQUE DE ALCORNOCAL EN EL PARQUE NATURAL LOS ALCORNOCALES (S.O. DE ESPAÑA)

*J. Chaves Posadillo / G. Brea Calvo*

Dpto. de Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla

## Resumen

El tratamiento silvícola del alcornocal en el Parque Natural Los Alcornocales incluye el desbroce del sotobosque. Tradicionalmente la roza se realizaba sólo alrededor de los árboles productivos ("ruedos"), sin embargo, en la actualidad el tratamiento es extensivo a toda la superficie del alcornocal, siendo mucho más homogéneo e intenso el patrón de perturbación que sufre el matorral. En este estudio se cuantifica la capacidad de regeneración de las especies leñosas del sotobosque a través de semillas en distintas parcelas de alcornocal que han sufrido la última roza en diferentes períodos de tiempo. Del mismo modo, nuestro trabajo pretende establecer cómo se ve afectada la biodiversidad de las comunidades vegetales. Para ello se realizaron medidas de cobertura arbustiva, así como de la frecuencia de plántulas de especies leñosas, en 73 transectos de 50 metros lineales con diferente tiempo de roza (2-3 años, 6-7 años y más de 20 años).

El manejo y la conservación de los ecosistemas debe tratar de enmendar procesos de degradación. Bajo esta premisa, los estudios del efecto de las perturbaciones sobre distintas características del sistema, como el que aquí se presenta, se hacen absolutamente necesarios a la hora de evaluar el tipo de gestión que se está llevando a cabo en el área.

**Palabras clave:** alcornocal, biodiversidad, matorral mediterráneo, plántulas, regeneración, tratamientos silvícolas.

## Introducción

A través de la historia el hombre ha simplificado los sistemas naturales invirtiendo el proceso sucesional con fines productivos. Esto suele llevar implícito una pérdida de estabilidad y de valores naturalísticos típicos de los ecosistemas poco alterados. Entre los factores que determinan la intensidad de las modificaciones que produce el hombre en los ecosistemas inciden decisivamente las innovaciones tecnológicas.

Los alcornocales húmedos gaditanos cuentan entre las formaciones planoesclerófilas mejor conservadas y más exuberantes que pueden contemplarse en la Península Ibérica (BLANCO *et al.*, 1997). La región del Campo de Gibraltar es de notable interés biogeográfico y ecológico, debido a sus particulares características climáticas y geológicas (ARROYO, 1997).

El mantenimiento del alcornocal en su forma actual depende en gran medida del manejo y aprovechamiento que hace el hombre de él. La práctica tradicional del rozado previo al descorche del alcornocal puede estar costando al sistema una insalvable pérdida de biodiversidad. Antiguamente las rozas se hacían en ruedo, minimizando la extensión de sotobosque eliminado; en la actualidad, con la aparición de maquinaria motorizada y por el mayor coste de la mano de obra, el desbroce se viene haciendo extensivo a toda la superficie del alcornocal que va a ser descorchado. Además del tipo de roza, la intensidad (*i.e.*, frecuencia) también es mayor en la actualidad. Se pretende con ello tanto incrementar la productividad del alcornoque, como disminuir la biomasa susceptible de incendio. Estos supuestos beneficios directos pueden tener asociados costes ecológicos indirectos de diversa índole. Es, por tanto, de interés el estudio de la capacidad de regeneración del sistema y las implicaciones que el desbroce pueda tener en la conservación de la vegetación de la zona. Más aún, desde el momento en el que buena parte de la flora es muy singular (ARROYO, 1997), esta evaluación se hace más necesaria.

Para el diseño de estrategias de conservación, en el pasado el concepto de biodiversidad se hacía equivalente al de riqueza de especies, pero la necesaria medida de abundancia no es muy operativa a escalas no locales. En los últimos años se han ido añadiendo otros criterios conceptuales o "componentes de biodiversidad", consistentes principalmente en la cuantificación de la "rareza" (taxonómica, geográfica o ecológica) (véase GASTON, 1996 para un tratamiento comprehensivo). El objetivo de este estudio es la cuantificación del efecto del desbroce sobre la biodiversidad de las comunidades afectadas, así como el análisis de la dinámica de regeneración de las distintas especies. Para ello se han tomado medidas en áreas con distinta antigüedad de roza, con el fin de comparar distintos componentes de biodiversidad. Los aquí propuestos son: 1) riqueza de especies; 2) singularidad taxonómica; 3) endemismo; 4) diversidad ecológica (índice de Shannon); 5) síndrome morfofuncional (tipología de Herrera, 1984, 1992).

## **Material y método**

### **Área de estudio**

El Parque Natural Los Alcornocales se sitúa en el extremo meridional de la Península Ibérica, sobre el estrecho de Gibraltar, cubriendo un área de 1.700 Km<sup>2</sup>. La litología está dominada, por areniscas silíceas Oligo-Miocénicas, de las que derivan suelos arenosos, ácidos y pobres en nutrientes (PÉREZ LATORRE *et al.*, 1999; OJEDA *et al.*, 2000). Estos suelos son poco frecuentes en la Región Mediterránea y se encuentran muy aislados geográficamente, al estar rodeados por suelos básicos de arcillas, margas y calizas. Aproximadamente este Parque coincide con una "isla edáfica" rodeada de sustratos muy diferenciados (OJEDA *et al.*, 1996; MARAÑÓN *et al.*, 1999).

La zona se enmarca dentro del clima mediterráneo, con inviernos húmedos y fríos, y veranos secos. Sin embargo, presenta ciertas peculiaridades debido a su localización geográfica y relieve: a) un fuerte carácter marítimo (recibe frentes atlánticos en otoño-invierno), determinando esto precipitaciones que oscilan entre los 665 mm, en las zonas más bajas, y los 1.210 mm en las montañas, pudiéndose alcanzar valores superiores a los 2.200 mm (debido a las lluvias orogénicas); b) sobre todo en verano, la zona se ve afectada por vientos del Este, a menudo muy fuertes, que traen como consecuencia nieblas densas y nubes bajas que reducen considerablemente la sequía estival del clima, sobre todo en el extremo más meridional. Las temperaturas son moderadas, con una media anual de 17° C aproximadamente.

La vegetación está dominada por bosques de alcornoque (*Quercus suber*) y de quejigo (*Quercus canariensis*), mientras que en las partes altas de cerros y colinas, sobre suelos menos desarrollados aparecen brezales mediterráneos. En el fondo de los valles aparece vegetación riparia, que en las partes más profundas incluye elementos relictos como *Rhododendron ponticum* subsp. *baeticum* o *Laurus nobilis*. (OJEDA, *et al.*, 1996)

El área fue protegida en 1989 como Parque Natural, con objeto de promover una gestión sostenible de los recursos forestales y mantener su biodiversidad. Los principales recursos son la extracción de corcho (cada 9 años), la ganadería extensiva de vacuno y la caza del corzo (*Capreolus capreolus*) y del ciervo (*Cervus elaphus*) (OJEDA *et al.*, 2000). Nuestro estudio se ha centrado mayoritariamente en comunidades de alcornocal o de bosque mixto alcornocal-quejigar.

Las zonas en que hemos realizado el trabajo son las que corresponden a la finca Buenas Noches, (Jimena de la Frontera, Cádiz) y la finca San Carlos del Tiradero-Ojén (Los Barrios, Cádiz), así como los alrededores de pico del Aljibe (Fig.1).

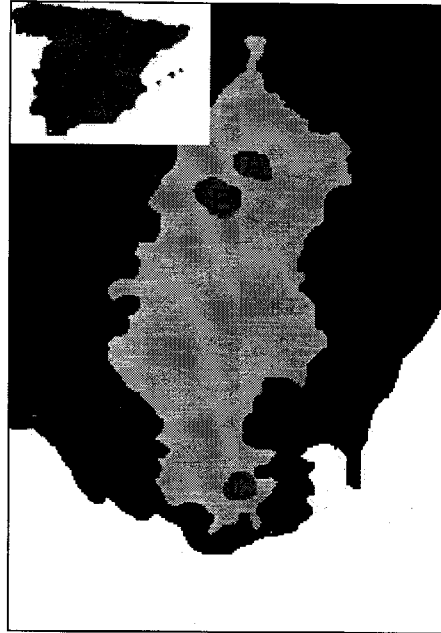


Figura 1. Localización de las zonas de estudio donde se ubican las parcelas. A, El Aljibe; B, Finca Buenas Noches; C, Finca San Carlos del Tiradero-Ojén.

## Obtención de datos

### Muestreo de campo

El muestreo de las zonas del Aljibe y la finca Buenas Noches se realizó en marzo del 2000, mientras que en el Tiradero se trabajó entre los meses de febrero y mayo del 2001. Se ha procurado muestrear durante el mismo período de tiempo un año y otro con objeto de minimizar los efectos de la variación fenológica. Sin embargo, los resultados obtenidos en el campo están sujetos a unas condiciones meteorológicas diferentes cuyo efecto no es posible controlar en nuestro diseño.

En cada finca se eligieron zonas con diferentes tiempos desde la última roza: edad 1 (2-3 años), edad 2 (6-7 años) y edad 3 (más de 20 años). En algunos sitios (Aljibe y Buenas Noches), la edad 3 implica roza en menores tiempos pero siempre en forma de ruedos (véase más arriba), que se hacían cada 7-9 años. Sin embargo esto permite realizar las mediadas en zonas externas a los ruedos en las que la roza ha sido virtualmente nula. En cada finca se eligió un número aproximadamente equivalente de parcela de cada edad.

Se midió la cobertura de especies leñosas de sotobosque por intersección lineal a lo largo de un total de 73 transectos de 50 metros (25 en la primavera del 2001 y 48 en la primavera del 2000); así mismo, se cuantificó la abundancia de plántulas, también de especies leñosas, en 25 cuadrados de 1m<sup>2</sup> (alternos) sobre cada uno de los transectos. La diversidad del bosque se estimó midiendo la distancia al individuo más próximo y de éste al vecino más cercano, (MUELLER-DOMBOIS *et al.*, 1974) en 22 puntos equidistantes en cada unidad de muestreo (11 puntos sobre el transecto principal y 11 puntos sobre uno adicional, paralelo al anterior).

## Biodiversidad

Se han considerado cinco componentes de biodiversidad:

- 1.- La riqueza de especies (diversidad florística) fue determinada como el número de especies leñosas que aparecían en cada unidad de muestreo .
- 2.- Se calculó la singularidad taxonómica (diversidad taxonómica) (OJEDA *et al.*, 1995) de cada punto muestreado como el inverso de la diversidad infragenérica. Para obtener el número de especies por género se usó una fuente de información homogénea, como es la Flora Vasculare de Andalucía Occidental (VALDÉS *et al.*, 1987), en lugar de monografías altamente detalladas, pero heterogéneas en cuanto a criterios, como se recomienda en la literatura especializada. La nomenclatura asumida también es la empleada en esta flora estándar.
- 3.- El nivel de endemismo (diversidad corológica) (OJEDA *et al.*, 1995) en cada punto muestreado se calculó como el porcentaje de especies endémicas, considerando endémicas aquéllas cuya distribución está restringida al suroeste de la Península Ibérica y la región Tingitánica.
- 4.- La diversidad ecológica se ha cuantificado según el índice de Shannon-Wiener, que combina el número de especies y su abundancia relativa (MARGALEF, 1981).
- 5.- Por último, se ha calculado la proporción de especies pertenecientes a los grupos morfo-funcionales definidos a nivel de género por Herrera (1984; 1992), según predominen unos caracteres u otros en las especies que los componen: el tipo I se compone principalmente por géneros con esclerofilia, de hoja perenne, flores pequeñas, unisexuales, verdosas ó marrones, con periantio reducido y con grandes semillas dispersadas por animales; en el tipo II, predominan géneros con caracteres contrapuestos a los anteriores.

## Análisis numérico

Cada uno de los componentes de biodiversidad se calculó como promedio de las especies en cada parcela para las distintas edades establecidas y en todos los casos en los estratos arbustivo y de plántulas.

Con el fin de detectar diferencias entre las clases de edades en los componentes de diversidad, tanto para el estrato arbustivo como para plántulas, se llevaron a cabo una serie de ANOVAs de un factor (edad) con el programa STATISTICA 5.0 para Windows (KENT & COKER, 1992)

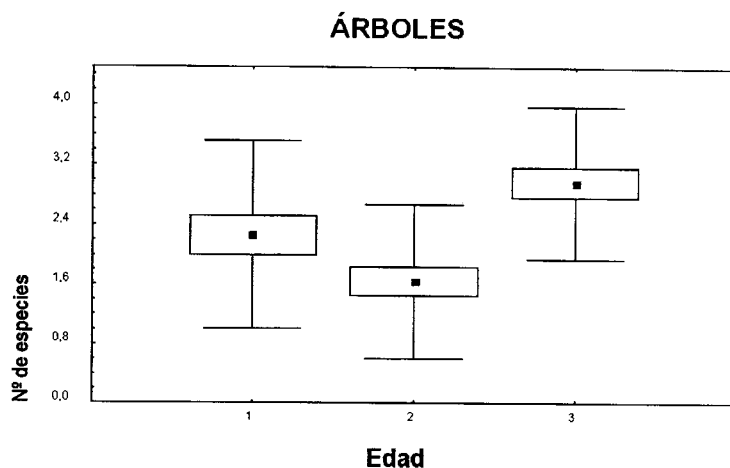
## Resultados

### Componentes de Biodiversidad

#### Diversidad florística

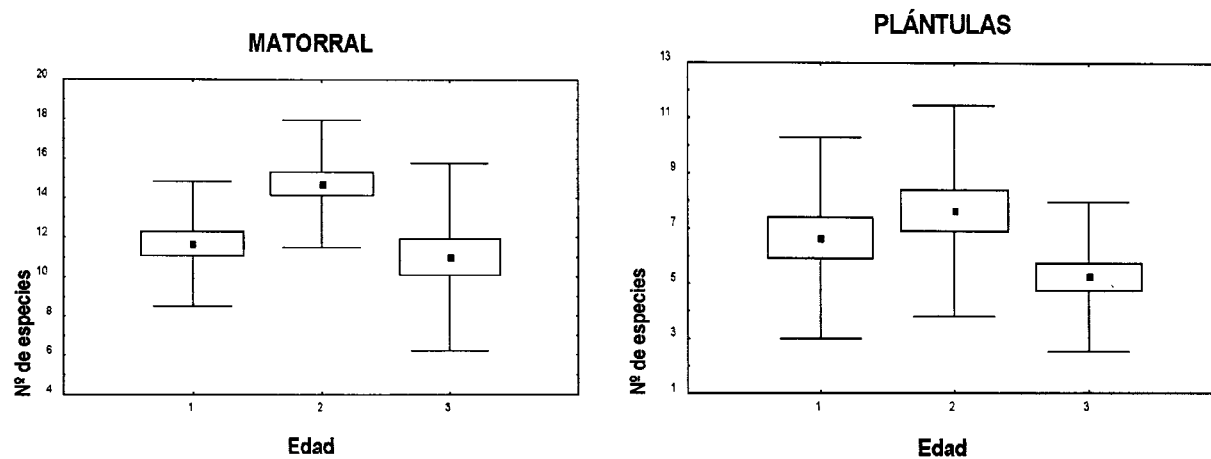
A pesar de haberse procurado muestrear en zonas de alcornocal o alcornocal-quejigar mixto, se han encontrado otras especies arbóreas en las zonas estudiadas. Las diferencias en riqueza arbórea entre las distintas edades son significativas ( $F= 8.9618$ ,  $p=0.0003$ ) (Fig 2). Se observa un descenso acusado de este del número de especies autóctonas en las áreas rozadas hace unos 6-7 años, respecto a las zonas recién rozadas y las nunca tratadas (Fig.3).

Los valores de riqueza en el estrato arbustivo varían de 2 a 24 especies por unidad de muestreo, detectándose diferencias significativas entre las medias de las parcelas ( $F=6.7489$ ,  $p=0.00201$ ). Se observa un patrón similar en cuanto a la riqueza



**Figura 2.** Riqueza de especies del estrato arbóreo en sotobosques de alcornoque con diferente tiempo transcurrido desde la última roza (edad 1, 2-3 años; edad 2, 6-7 años; edad 3, >20 años). Se incluye media desviación típica y error estándar.

de plántulas, siendo también significativa la diferencia ( $F=3.0901$ ,  $p=0.0518$ ) (Fig. 3). Tanto a nivel de plántulas como arbustivo, el mayor número de especies se encuentran en las parcelas cuyo desbroce se realizó hace 6-7 años (edad 2).



**Figura 3.** Riqueza de especies del estrato arbustivo y de plántulas en sotobosques de alcornoque con diferente tiempo transcurrido desde la última roza (edad 1, 2-3 años; edad 2, 6-7 años; edad 3, >20 años). Se incluye media desviación típica y error estándar.

### Singularidad taxonómica

Mientras que en el estrato arbustivo observamos cierta tendencia a un aumento de la singularidad hacia las parcelas de mayor edad de roza sin que el resultado del ANOVA aplicado sea significativo ( $F=2.0358$ ,  $p=0.1382$ ), a nivel de plántulas se aprecia una uniformidad mayor. Puede decirse que, de alguna manera, en las parcelas menos perturbadas tiende a haber una mayor representación de especies más singulares taxonómicamente (Fig.4).

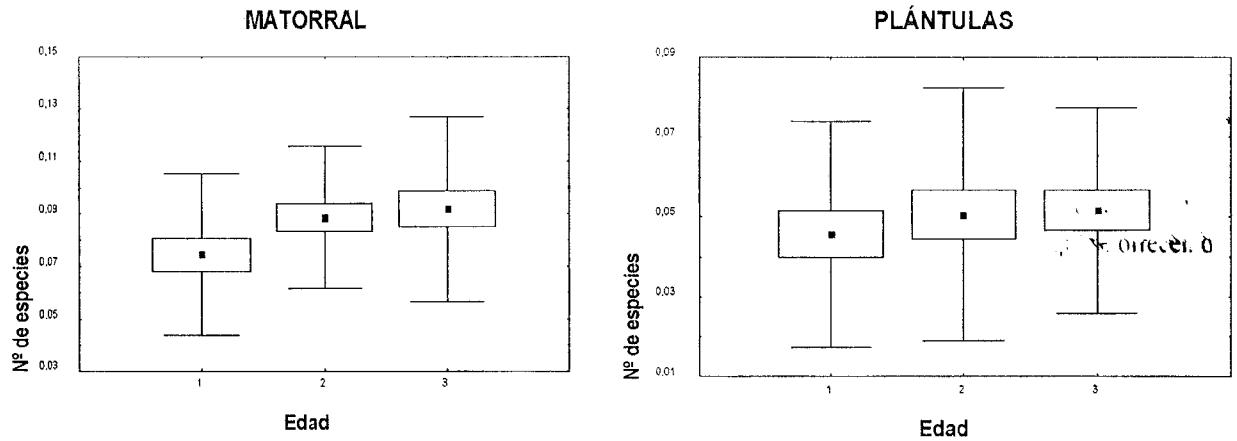


Figura 4. Singularidad taxonómica del estrato arbustivo y de plántulas en sotobosques de alcornoque con diferente tiempo transcurrido desde la última roza (edad 1, 2-3 años; edad 2, 6-7 años; edad 3, >20 años). Se incluye media desviación típica y error estándar.

### Diversidad ecológica

Los patrones observados para diversidad ecológica en el estrato arbustivo y en las plántulas (Fig.5) son similares a los mostrados para la riqueza de especies, aunque las diferencias no son significativas para el estrato arbustivo ( $F=1.9417$ ,  $p=0.1511$ ) y sí para las plántulas ( $F=3.0801$ ,  $p=0.0522$ ).

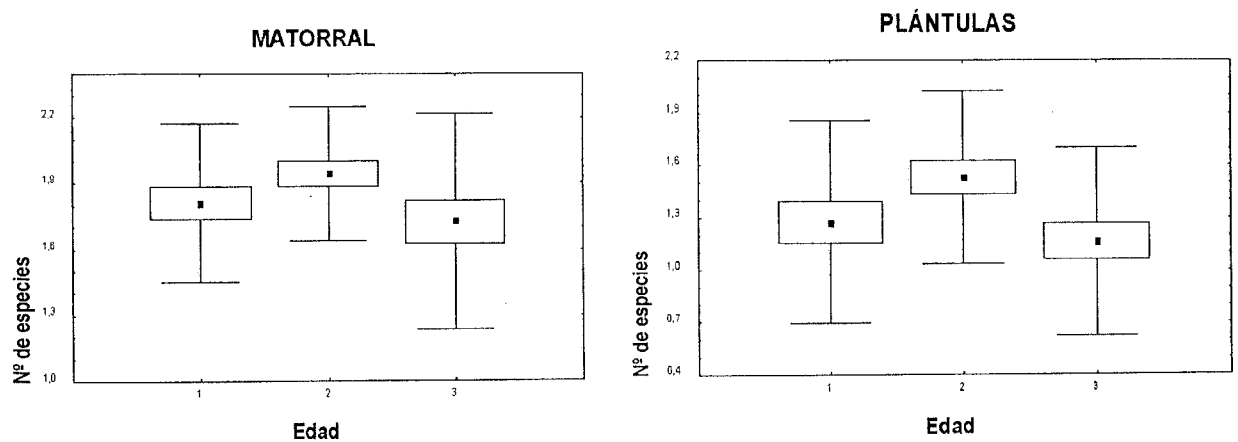


Figura 5. Índice de Shannon Weaver del estrato arbustivo y de plántulas en sotobosques de alcornoque con diferente tiempo transcurrido desde la última roza (edad 1, 2-3 años; edad 2, 6-7 años; edad 3, >20 años). Se incluye media desviación típica y error estándar.

### Endemismo

Los cálculos realizados para el estrato de plántulas muestran diferencias significativas entre edades de roza ( $F=4.0923$ ,  $p=0.0209$ ). Encontramos también a nivel arbustivo resultados interesantes ( $F=15.48420$ ,  $p=0.000003$ ): los transectos de antigüedad de roza intermedia y los de desbrozado más reciente muestran valores muy similares y muy por encima de los hallados en los de mayor edad (Fig.6).

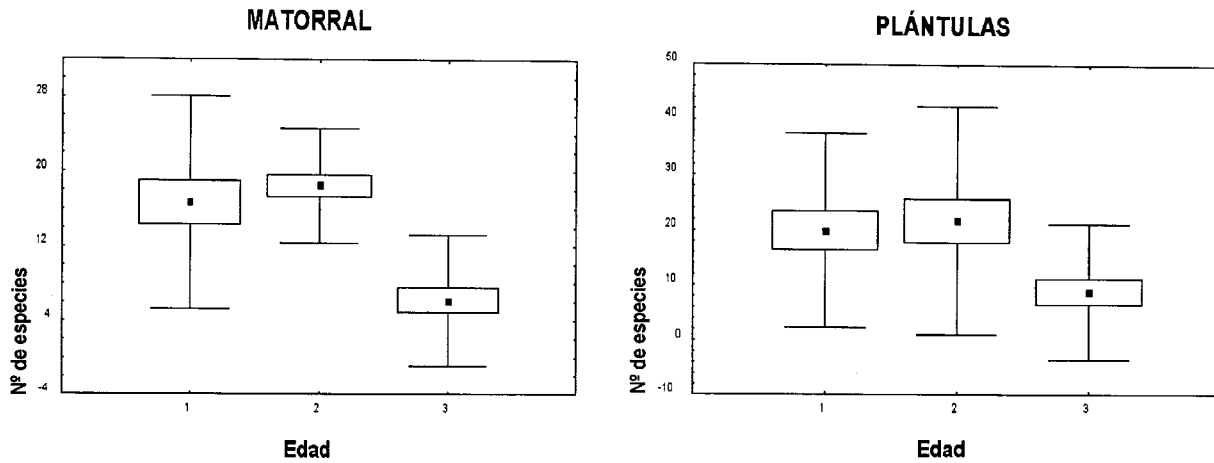


Figura 6. Porcentaje de especies endémicas en el estrato arbustivo y de plántulas en sotobosques de alcornocal con diferente tiempo transcurrido desde la última roza (edad 1, 2-3 años; edad 2, 6-7 años; edad 3, >20 años). Se incluye media desviación típica y error estándar.

**Síndromes morfo-funcionales**

En el conjunto de las parcelas las especies de tipo II suponen el mayor porcentaje del total. La abundancia de especies de un tipo y otro es diferente entre parcelas de distinta edad de roza ( $F=4.8650$ ,  $p=0.0105$ , para el estrato arbustivo;  $F=8.3069$ ,  $p=0.0006$  para las plántulas). Los mayores valores del tipo I se encuentran en ambos casos en las parcelas de edad 3, mientras que el resto muestra valores similares. El tipo II, al ser complementario al anterior, muestra lógicamente el patrón opuesto (Fig. 7).

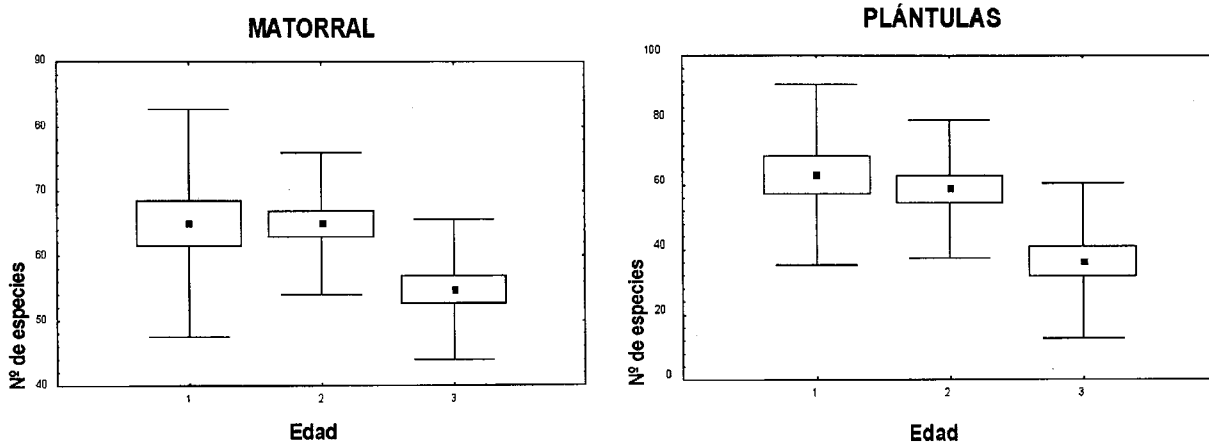


Figura 7. Porcentaje de especies con síndrome morfo-funcional del tipo II según Herrera, calculado para el estrato arbustivo y de plántulas en sotobosques de alcornocal con diferente tiempo transcurrido desde la última roza (edad 1, 2-3 años; edad 2, 6-7 años; edad 3, >20 años). Se incluye media desviación típica y error estándar.

## Discusión

El concepto de biodiversidad es complejo y frecuentemente se ha hecho equivalente al de riqueza de especies simplemente, considerándose todas éstas con igual valor (OJEDA *et al.*, 1995), sin embargo las especies son distintas en muchos aspectos, tanto en un contexto local-ecológico (funcional) como regional-histórico (evolutivo). Esta característica se toma a menudo como criterio a la hora de valorar la necesidad de conservación de un determinado área. (MARGALEF, 1981). En este estudio hemos tomado como componentes de biodiversidad cinco parámetros, que en conjunto añaden al concepto tradicional de diversidad un sentido más completo.

El efecto de una perturbación sobre un ecosistema consiste en devolverla a un estado anterior en la sucesión. En la secuencia de estadios de recuperación de la madurez la diversidad empieza a un nivel bajo, aumenta hacia las etapas intermedias y después disminuye de nuevo a causa de la exclusión competitiva. Según la teoría de la perturbación intermedia (CONNELL, 1978), la diversidad más elevada es mantenida por los niveles intermedios de perturbación. A medida que aumenta el intervalo entre las perturbaciones aumentará también la diversidad ya que existe el tiempo necesario para que otras especies invadan el espacio. Esta es la situación cuando las perturbaciones se encuentran en un estado intermedio (BEGON *et al.* 1999), como es el caso de los transectos en áreas desbrozadas hace 6-7 años. En condiciones extremas de estrés o perturbación se desarrollan sólo las especies más resistentes, disminuyendo los valores de diversidad (GRIME, 1979), como ocurre en los transectos de zonas rozadas 2 o 3 años atrás.

Estudios previos argumentan que una menor riqueza de especies leñosas y de taxones endémicos, son el resultado de un uso intenso y continuo de los recursos a lo largo de la historia (talado, desbrozado, ganadería) (MARAÑÓN *et al.*, 1999). El efecto de la perturbación que consideramos en este estudio, puede estar teniendo un efecto similar. El papel que la historia de manejo tiene en la interpretación de ciertos mosaicos locales de vegetación y en la distribución de algunas especies vegetales ha sido puesto ya de manifiesto en diversos estudios realizados en el sur de España. (HERRERA, 1984).

El aislamiento edáfico al que se encuentra sometido el área de estudio, junto con el efecto del sustrato ácido pobre en nutrientes y rico en aluminio, parecen favorecer la especiación y la alta frecuencia de endemismos. Existen estudios sobre comunidades de brezos aisladas edáficamente en la región Mediterránea de Sudáfrica que describe comportamientos semejantes (ARROYO, 1997; OJEDA *et al.*, en prensa).

La estima de la abundancia de especies con un conjunto determinado de caracteres que defina un comportamiento ante su regeneración, supone un parámetro novedoso para un estudio de biodiversidad. Es interesante observar el comportamiento diferencial, según la tipología propuesta por Herrera (1992), que presentan las especies en una zonas y otras de diferente edad de roza.

Los géneros de tipo I tienden principalmente a estar presentes en las etapas tardías de la sucesión. Por el contrario las especies no esclerofilas definidas en el tipo II, se desarrollan en etapas más tempranas en las que existe una perturbación recurrente (HERRERA, 1984; 1992).

La estrategia de dispersión anemócora (tipo II) debe estar favorecida frente a la zoócora (característica del tipo I), y tener una relación directa con la recuperación de la cobertura leñosa en los primeros estadios. La abundancia de lugares de germinación hace innecesaria una costosa inversión para colocar bien las semillas a través de un vector especializado (ELLNER & SHMIDA, 1981) de comportamiento relativamente predecible pero costoso energéticamente. Este coste sí lo asumen las especies tipo I, no colonizadoras, para las que es esencial un gran tamaño de semilla que permita desarrollar una plántula capaz de subsistir sombreada y desarrollar hojas y raíces inicialmente sólo a base de sus reservas (HERRERA, 1984).



El clima mediterráneo apareció por primera vez a finales del Plioceno y la vegetación que se encuentra hoy en las áreas europeas de clima mediterráneo es por tanto de origen relativamente reciente (SUC, 1984). La flora leñosa implicada en gran medida no ha evolucionado en los ambientes mediterráneos actuales sino que más bien es superviviente de una vegetación más rica de márgenes tropicales que se desarrolló a lo largo del Terciario y sobre la que ha venido operando un proceso de extinción diferencial (HERRERA, 1984). Estas son las especies consideradas tipo I por el modelo de Herrera y las que encontramos mayoritariamente en los estados sucesionales más avanzados (parcelas de más de 20 años sin rozar).

La diversidad de las comunidades aumenta, por lo general, en el curso de la sucesión (MARGALEF, 1981), pero nuestros estudios muestran un descenso de los valores del índice de Shannon hacia las etapas más maduras, tanto en el estrato arbustivo como en el de plántulas; las semillas, por sus requerimientos, encuentran en las etapas más maduras mayores dificultades para prosperar, observándose un descenso significativo de la diversidad ecológica en plántulas en las etapas de mayor madurez de la sucesión, debido muy probablemente no a la ausencia de desbrozado sino más bien a los requerimientos de sombra y humedad particulares de cada especie.

La similitud entre patrones de diversidad taxonómica (singularidad taxonómica) es poco predecible por su dependencia de la historia particular de cada grupo taxonómico. Debido a que la riqueza de géneros es bastante uniforme entre los tres grupos de parcelas muestreadas, parece ser que las zonas son bastante homogéneas. No se han hallado patrones diferenciales de singularidad taxonómica a esta escala. Probablemente esto es debido a que el estudio está planteado dentro de un tipo de comunidad (alcornocal), que es bastante homogéneo a nivel de género. Resultados diferentes se observan cuando se incluyen diversos tipos de comunidades (OJEDA *et al.*, 1995).

Las zonas rozadas presentan unos valores superiores a las no rozadas, en cuanto a la proporción de especies endémicas. Una perturbación recurrente en los lugares de estudio puede haber propiciado, a escala ecológica, una adaptación de especies a dichas perturbaciones, aumentándose el porcentaje de especies endémicas en zonas con una roza más frecuente. Por otro lado, a mayor escala (evolutiva), todas las especies definidas como endémicas se engloban dentro del grupo definido por Herrera como Tipo II; precisamente el patrón que siguen los porcentajes de especies endémicas en los transectos de distintas edades se corresponde con lo esperado.

Las especies propias de la edad de roza I deben depender relativamente más del ambiente abiótico (*e.g.* suelos) que del biótico (*e.g.* relaciones entre especies en una comunidad compleja). Precisamente en la flora de esta región se ha mostrado que el endemismo está asociado a ambientes edáficos contrastados (ARROYO, 1997).

El tratamiento silvícola de descorche se realiza aproximadamente cada nueve años, limitando en este tiempo la edad de las especies leñosas del sotobosque desarrollado. Tan solo con rozas en ruedo se pueden obtener extensiones con un sotobosque que alcance un mayor grado de madurez. Si cada poco tiempo se elimina una gran parte de la cobertura de las especies endémicas del Parque, podría verse amenazada su supervivencia, con las implicaciones que la desaparición de este tipo de especies tiene, por su distribución especialmente restringida.

Haciendo un compendio entre los componentes considerados en este estudio podríamos concluir que son las zonas con antigüedad de roza intermedia las que obtendrían mayor grado de biodiversidad; ésta inmediatamente se ve truncada por la práctica de un nuevo desbroce previo al siguiente descorche, volviéndose a una situación simplificada del ecosistema, típico de las áreas aquí referidas como de edad I. Sin embargo, se desconoce empíricamente cuántos episodios de roza con esta periodicidad pueden soportar estas especies. Por otra parte, ciertos componentes de biodiversidad (especies tipo I, especies singulares) muestran los mayores valores en los lugares más conservados. Esta conclusión debería de ser tenida en cuenta a la hora de establecer criterios de conservación y hacer una gestión sostenible del alcornocal.

### Agradecimientos

Los autores deseamos expresar nuestros más sinceros agradecimientos a Felipe Oliveros, director del Parque Natural Los Alcornocales, así como a Juan Arroyo por el diseño de la recogida de datos y la corrección del manuscrito. La guardería del Parque Natural, y en especial José Cabezas, Antonio Calas, Pedro Calvete, Jose Luis, Francisco Montesdeoca y Jose Manuel Vázquez, proporcionó la información necesaria para establecer las parcelas y facilitó ayuda logística para realizar los muestreos. Debemos agradecer la inmensa y esencial ayuda proporcionada a Malole, a nuestro amigo Paco, por los cafés y charlas en su venta Ojén y a Mari Cruz, Marta, Mari Paz, Jorge, Ali, Sara, María, Alberto, Silvia, Giulio, Mariví, Geni, Mima, Alfredo, Jaime, Félix, Noemí, María, Pepe, Paco y Rorro. Mención especial a los alumnos del curso de Geobotánica del 1999-2000 por el trabajo de campo aportado. Parte del estudio ha sido financiado por el proyecto FEDER-CICYT 1FD97-0743-C03-03. Este trabajo forma parte el programa práctico de la asignatura optativa Geobotánica (2000-01) de la licenciatura de Biología de la Universidad de Sevilla.

### Bibliografía

- ARROYO, J. (1997). "Plant diversity in the region of the strait of Gibraltar: a multilevel approach". *Lagascalia*, 19 (1-2):393-404.
- BEGON, M., J.L. Harper, C.R. Townsend. (1999). *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona.
- BLANCO, E., M.A. Casado, M. Costa, R. Escribano, N. García, M. Génova, A. Gómez, F. Gómez, J.C. Moreno, C. Morla, P. Regato, H. Sáinz. (1998). *Los Bosques Ibéricos. Una Interpretación Geobotánica*. Ed. Planeta. Barcelona.
- CONNEL, J.H. (1978). "Diversity in tropical rainforest and coral reefs". *Science*, 199:1302-1310.
- ELLNER, S. & A. Shmida. (1981). "Why are adaptations for long-range seed dispersal rare in desert plants?". *Oecologia (Berl.)*, 51:133-144.
- GASTÓN, K. (1996). *Biodiversity*. Blackwell, Oxford.
- GRIME, J.P. (1979). *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley. Chichester.
- HERRERA, C.M. (1984). "Tipos morfológicos y funcionales en plantas del matorral mediterráneo del sur de España". *Studia Oecologica*, V: 7-34.
- HERRERA, C.M. (1992). "Historical effects and sorting processes as explanation for contemporary ecological patterns: character syndromes in mediterranean woody plants". *American Naturalist*, 140:421-446.
- KENT, M. & P. Coker. (1992). *Vegetation description and analysis. A practical approach*. Wiley Chichester.
- MARAÑÓN, T. (1999). "Biodiversity of woody species in oak woodlands of southern Spain and northern Morocco". *Forest Ecology and Management* 115: 147-156.
- MARGALEF, R. (1981). *Ecología*. Omega. Barcelona.
- MUELLER DOMBOIS, D. & H. Ellenberg. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley. Nueva York.
- OJEDA, F. J. Arroyo y T. Marañón. (1995). "Biodiversity components and conservation of mediterranean heathlands in southern Spain". *Biological Conservation*, 72: 61-72.
- OJEDA, F., T. Marañón, J. Arroyo. (1996). "Patterns of ecological, chorological and taxonomic diversity at both sides of the Strait of Gibraltar". *Journal of vegetation science*, 7:63-62.
- OJEDA, F., T. Marañón, J. Arroyo. (2000). "Plant diversity patterns in the Aljibe mountains (S.Spain): a comprehensive account". *Biodiversity and Conservation* 9:1323-1343.
- OJEDA, F., M.T. Simmons, J. Arroyo, T. Marañón, R.M. Cowling. (2001). "Biodiversity patterns in fynbos (South Africa) and Gibraltar heathlands (Western Mediterranean): a comparative analysis". En prensa. *Journal of Vegetation Science*.
- PÉREZ LATORRE, A.V., A. Galán de Mera, P. Navas, D. Navas, Y. Gil, B. Cabezudo. (1999). "Datos sobre la flora y vegetación del Parque Natural Los Alcornocales (Cádiz, Málaga, España)". *Acta Botánica Malacitana* 4: 133-184.
- SUC, J.P. (1984). "Origin and evolution of the Mediterranean vegetation and climate in Europe". *Nature* 307:429-433.
- VALDÉS, B., S. Talavera, E. Fernández Galiano. (1987). *Flora vascular de Andalucía Occidental*, vols 1-3. Ketres. Barcelona.