

Restauración de la vegetación en los pinares del Parque Nacional de Cabañeros

José Jiménez García-Herrera ¹
Paloma López-Izquierdo Botín ¹

Resumen. *Restauración de la vegetación en los pinares del Parque Nacional de Cabañeros.* La sucesión vegetal en el monte mediterráneo, entendida como una modificación de la composición y dominancia de especies, podría imaginarse como un proceso de cambio progresivo espacialmente heterogéneo hacia una hipotética situación climácica, sujeto además a factores de cambio catastróficos que pueden devolver bruscamente el sistema a situaciones pioneras. Entre los factores que juegan en el proceso de cambio progresivo hay uno fundamental en el Parque Nacional de Cabañeros: el herbivorismo. El conocimiento de su dinámica y de las respuestas de las propias comunidades vegetales a este fenómeno son las premisas fundamentales para la gestión del monte mediterráneo en Cabañeros. Precisamente uno de los principales trabajos de gestión es la sustitución por vegetación natural de las masas monoespecíficas de *Pinus pinaster*, repobladas desde mediados del pasado siglo, coherentemente con las Directrices del Plan Director de la Red de Parques Nacionales. En este trabajo se exponen los trabajos de gestión, que están centrados sólo sobre aspectos parciales de la regeneración, y algunos resultados de los programas de seguimiento desarrollados en el Parque Nacional en el período 1995-2005.

Introducción

La gestión de un Parque Nacional o de un Espacio Natural Protegido en general conlleva la necesidad de elegir la forma de dirigir –o no– los procesos naturales. En el caso particular de la vegetación, en el ámbito mediterráneo, es poco frecuente encontrar situaciones climácicas en grandes extensiones, siendo común el patrón de fragmentos de bosque conservado entre grandes áreas de matorral leñoso o etapas intermedias de la sucesión. El modelo de gestión en el caso del Parque Nacional de Cabañeros, coherentemente con los valores que motivaron su declaración como Parque Nacional, fue incrementar el porcentaje de bosque denso (o clasificable *sensu lato* como conservado) que varía desde un 25 hasta un 30%, según el criterio que sigamos. (Figura 1).

¹ Parque Nacional de Cabañeros
Centro Administrativo
13194-Pueblonuevo del Bullaque
CIUDAD REAL

Este bosque ha sido intervenido en su totalidad hasta hace 120 años, fundamentalmente mediante talas para carboneo, rozas y ganadería de subsistencia, presentando en la actualidad un aceptable grado de naturalización. Mención especial entre las alteraciones merece la roturación y eliminación de la vegetación natural que se produce en los años sesenta de las rañas para dedicarlas a uso agrícola, creando el paisaje sabanoide que más se ha divulgado de Cabañeros, así como las repoblaciones forestales con *Eucalyptus camaldulensis* y *Pinus pinaster* -especialmente estas últimas- que ocupaban 3899 Has del Parque. Desde hace más de 15 años, la gestión en el Parque se ha dirigido a incrementar la superficie de bosque, a la conservación de comunidades o especies amenazadas, y a la transformación de las repoblaciones de en comunidades pioneras donde se pudieran establecer *posteriori* etapas más avanzadas de la sucesión.

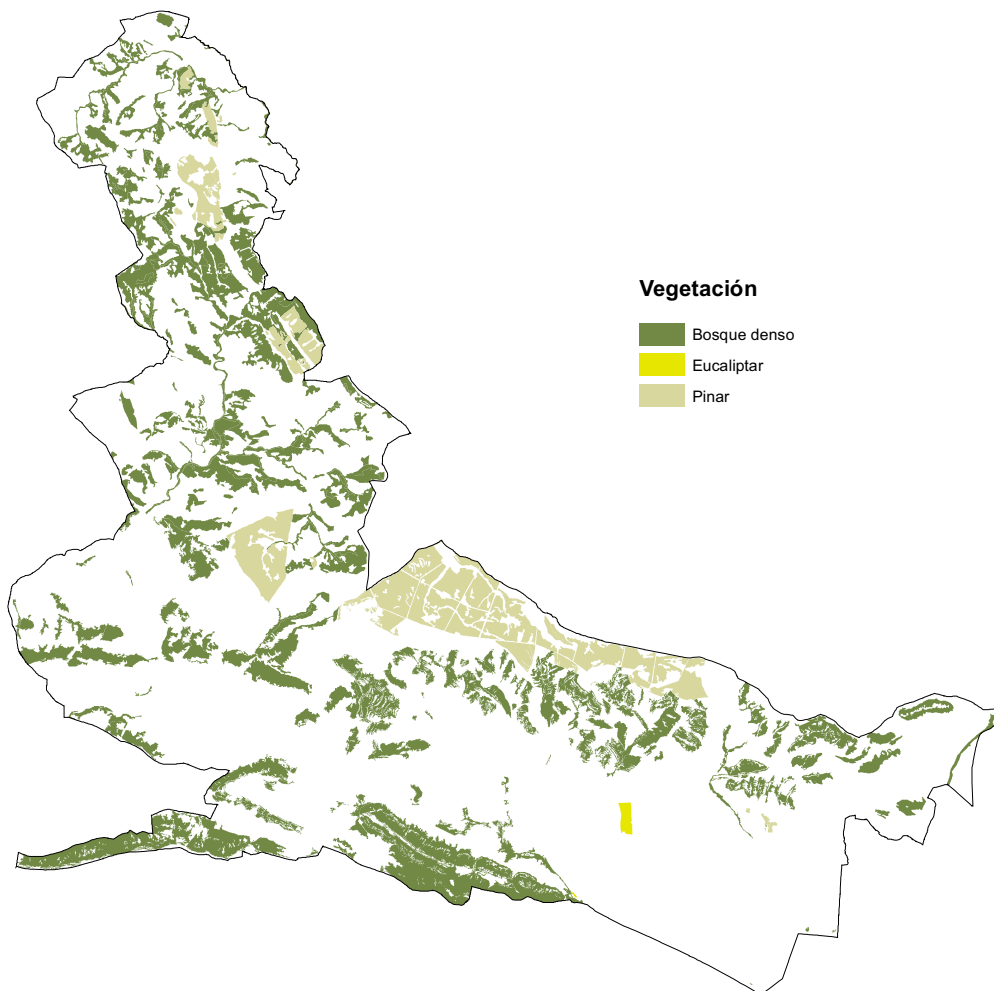


Figura 1: Bosque denso, Eucaliptar y Pinar en el Parque Nacional de Cabañeros (el resto sería clasificable como etapas seriales)

En la evolución de las comunidades vegetales en Los Montes de Toledo está presente un poderoso agente modelador del medio: el herbivorismo. Desde hace medio siglo, el ganado cabrío (que en los momentos de mayor densidad llegó a 1 cabra/Ha) ha desaparecido para dejar paso a una población de herbívoros silvestres, ciervo (*Cervus elaphus*), jabalí (*Sus scrofa*), corzo (*Capreolus capreolus*), y más recientemente los introducidos muflón (*Ovis musimon*) gamo (*Dama dama*) y cabra montés (*Capra hispanica*), que ha crecido de forma muy notable, siendo frecuente encontrar fincas con una densidad de 0.7 ciervos/Ha. La herbivoría se ha visto agravada por el confinamiento de las poblaciones de ungulados, que ven ahora limitados sus desplazamientos por las vallas y la pérdida de hábitat, además de por la desaparición de sus predadores naturales. En estas condiciones, evidentemente cualquier trabajo sobre la vegetación está mediatizado por el ciervo. Pero aunque resulta frecuente, es erróneo utilizar el enfoque simplista “herbivoría = problema” ¿Se puede defender a ultranza que la mejor conservación es la de conseguir sin más la extensión de las comunidades maduras suprimiendo o disminuyendo la herbivoría? Y si hay que disminuir la herbivoría ¿Hasta que nivel? Conceptualmente, la herbivoría, como el fuego, son agentes que modelan e intervienen en la dinámica de los ecosistemas. En cualquier caso, lo que es evidente es que para gestionar el cambio de las repoblaciones a las comunidades climáticas de vegetación natural, hay que gestionar la herbivoría.

Material y métodos

Área de estudio

El Parque Nacional de Cabañeros se encuentra en los Montes de Toledo, abarcando 39.000 Ha al noroeste de Ciudad Real y suroeste de Toledo (W004° 29' 12.98"; N39° 23' 45.66"). La altitud va desde 520 a 1448 m (snm), con una altitud media de 788 m (snm). El relieve es típico apalachense, alternando sierras cuarcíticas de dirección Este-Oeste, con depresiones rellenas (“rañas”) de morfología plana y sustrato arcilloso con abundante pedregosidad, que disminuye al incrementarse la distancia a la base de las sierras.

Aparecen así en el Parque Nacional los pisos bioclimáticos supra y mesomediterráneo. La mayor parte del territorio pertenece al piso mesomediterráneo (desde los 520 hasta los 1.000 m). El piso supramediterráneo tiene una reducida representación, en el extremo noroccidental, donde se presenta por encima de los 1.000-1.100 m, y hasta los 1.488 m. de altura.

En términos generales, en este territorio la vegetación potencial del piso supramediterráneo se correspondería con los encinares supramediterráneos y los rebollares o melojares (como comunidades climáticas), y con las fresnedas

(comunidades edafófilas). En el piso mesomediterráneo la vegetación potencial estaría constituida por las siguientes comunidades climácicas: encinares y alcornocales, bajo ombroclima de seco a subhúmedo inferior, y quejigares mesofíticos, alcornocales con melojos y melojares con madroños, a partir del subhúmedo medio; como comunidades edafófilas aparecerían alisedas, fresnedas, abedulares y saucedas.

Entre 1950 y 1980 se llevaron a cabo repoblaciones masivas de *Pinus pinaster* en Los Montes de Toledo y Sierra Morena. Estas repoblaciones se hicieron de dos formas; mediante siembra en la primera época y mediante aterrazado y posterior plantación las últimas. Las repoblaciones procedentes de siembra forman hoy masas casi monoespecíficas de hasta 1800-2000 pies/Ha. Uno de los objetivos del Parque Nacional de Cabañeros fue lograr una restauración de la cubierta vegetal natural en las 40 hectáreas de Eucaliptar y en las 2500 hectáreas de pinares de las propiedades públicas.

Seguimiento

A. Seguimiento de la vegetación: se ha estructurado, *grosso modo*:

1. Evolución temporal de la vegetación, a través de un seguimiento cartográfico de la vegetación del Parque de alta resolución. La primera cartografía finalizó en el año 2000. Se hizo digitalizando en pantalla a escala 1:5000 sobre ortofoto de 2 m de píxel.
2. Seguimiento mediante imágenes de satélite. Es un seguimiento a baja resolución, pero sirve para realizar comparaciones.
3. Estudios particulares de especies. Para ello se ha contado con un vivero experimental en el Parque (Vivero de los Porches). Los estudios particulares se han realizado para todas las especies incluidas en alguna categoría de amenaza, tanto a nivel nacional como autonómico.

B. Seguimientos de la población de ciervo:

1. Censos mediante de muestreo de distancias, tratando los datos con el software *Distance* (Thomas *et al*, 2003)
2. Censos de ciervos en raña.
3. Estima y cartografía del uso del territorio. Para ello se han utilizado parcelas de muestreo, donde se cuentan grupos de excrementos, a final de la primavera. Para el conteo de grupos de excrementos se han creado al azar un total de 33 parcelas. Cada una de ellas consta de 4 subparcelas de 100 m²/Ud. Los datos de grupos de excrementos defecados al cabo de un mes se han convertido en densidades, suponiendo un ratio de 18 grupos de excrementos/ciervo/día en el mes de mayo.

- C. Seguimiento del ciervo sobre la vegetación: se realiza mediante una red de parcelas, donde se realiza una estima ordinal del grado de incidencia, comprendida entre 0 y 5, al final de febrero, que es la época en que más patente es la incidencia, al coincidir la paralización de la actividad vegetativa con un fuerte incremento del consumo de especies leñosas.

Los valores de cada seguimiento se tratan mediante análisis geoestadístico usando la extensión Geostatistical Analyst de ArcGIS 9 (ESRI®).

La totalidad de la gestión (cercados de exclusión, obras de eliminación de eucaliptares y pinares, protecciones individuales, origen de recogida de semilla, etc) está cartografiada y se somete a seguimiento, integrándose en el GIS del Parque Nacional. De esta manera se ha venido utilizando el GIS tanto para el análisis de la información como para el seguimiento de los datos geolocalizados.

Algunas cuestiones previas

A lo largo de los seguimientos realizados en el Parque Nacional se han ido poniendo de manifiesto una serie de cuestiones relacionadas con la herbivoría, el papel del agua y la reacción de la planta al consumo. Estas cuestiones, que se describen a continuación, han condicionado a su vez el modelo de gestión adoptado.

Herbivoría *versus* evolución

El seguimiento de la evolución de la vegetación y su relación con la incidencia del ciervo se ha realizado comparando las imágenes de satélite LANDSAT en julio del año 1995 y en julio de 2000 sobre un área de estudio centrada en la parte oriental del Parque. Se han clasificado los píxeles como "1" para los cuales la evolución había sido positiva, y "0" para los que había sido negativa. Los resultados se superpusieron a la incidencia media observada. A continuación se convirtieron ambas coberturas a formato vectorial (Figura 2) y se correlacionaron los porcentajes de cada una de las superficies en cada grado de incidencia que habían evolucionado positivamente, dividiendo por el número de años transcurridos, con el grado de incidencia sobre la vegetación.

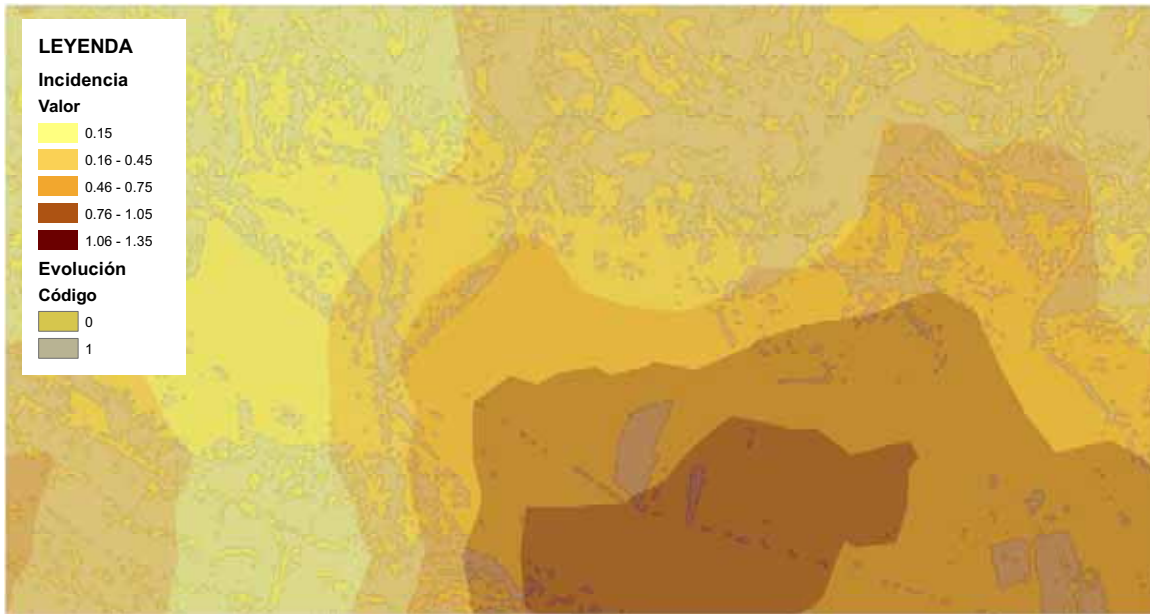


Figura 2: Evolución de la vegetación 1995-2000 y grado de incidencia del ciervo

Se observa una regresión lineal significativa ($R^2=0.8.78$) de manera que en las zonas de mayor incidencia, los porcentajes de superficies de las zonas que han evolucionado positivamente son mínimas, frente a las zonas de menor incidencia, donde la evolución es mucho más marcada. Especialmente se observa como las zonas más al norte y occidentales han tenido una evolución más positiva que las zonas más al sur y orientales.

Parámetros del modelo:

Parámetro	Valor	Desviación típica	t de Student	Pr > t
Intersección	13.431	1.820	7.380	0.005
Incidencia	-9.805	2.112	-4.642	0.019

$$\text{Porcentaje} = 13.43078072052 - 9.80460386315429 * \text{Incidencia}$$

Regresión

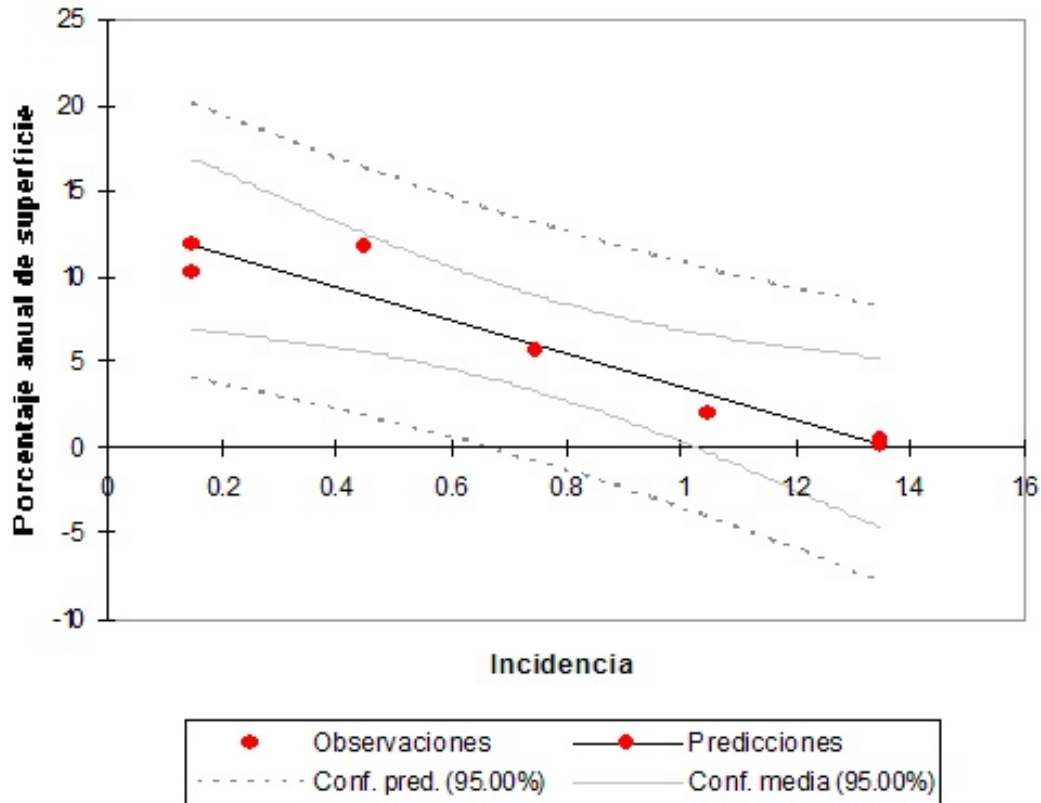


Figura 3: Regresión entre el Porcentaje anual de superficie que con un determinado grado de incidencia evoluciona positivamente, y el Grado de incidencia del ciervo sobre la vegetación

Herbivoría, densidad y especies facilitadoras

El papel de las especies facilitadoras, tanto en su efecto de atracción de dispersantes como en su efecto de protección física de las plantas facilitadas, ha sido muy estudiado (Castro *et al.*, 2002; Jordano *et al.*, 2002; Castro *et al.*, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004; Zamora *et al.*, 2004) y es un factor fundamental en los medios con herbivoría.

La herbivoría, en determinadas densidades –en general inferiores a 15 ciervos/100 Ha– y sobre algunas comunidades en los que el uso del territorio es desde bajo a medio en la época invernal (caso del tercio superior de las sierras del Parque Nacional de Cabañeros) puede verse compensada en su efecto negativo por las especies facilitadoras. Es el caso de:

1. *Cistus ladanifer* sobre *Quercus ilex* en el sintaxón *Pyro-Quercetum rotundifoliae*. Este efecto facilitador es tanto mejor cuanto mayor es la densidad y altura del jaral (hay que considerar que los frutos de jara por debajo de 120 cm son muy consumidos por los ciervos, y por tanto las jaras de bajo porte aportan menos semillas al banco).
2. *Cistus ladanifer* y *Erica scoparia* sobre *Quercus faginea* en la facies del sintaxon *Pyro-Quercetum rotundifoliae quercetosum fagineae*. Es una “facilitación imperfecta”, ya que *E. scoparia*, dado su porte, parece posibilitar la protección frente al ciervo, pero no frente al jabalí en los primeros estadios, cuando hay predación sobre la bellota.
3. *Cistus ladanifer*, *Arbutus unedo*, *Erica australis* y *Phillyrea angustifolia* sobre *Quercus suber* en el sintaxón *Sanguisorbo agrimonioides-Quercetum suberis*.

En situaciones de alta densidad (por encima de 25 ciervos/100 Ha) el efecto facilitador se ve notablemente reducido.



Fotografía 1: Efecto facilitador de *Cistus ladanifer* y *Erica scoparia* sobre *Quercus faginea*

En determinadas comunidades en las que se produce un uso muy intenso del territorio, el efecto de las especies facilitadoras es mínimo incluso a

muy bajas densidades. Así, a bajas densidades de ciervo, algunas comunidades que podrían calificarse de riparias en Los Montes de Toledo, como es el caso de los rebollares mesomediterráneos, carecen de una regeneración natural capaz de asegurar la supervivencia de la masa. Gómez *et al.* (2002) apuntan una situación similar para la misma especie en Sierra Nevada, fundamentalmente por la predación sobre la semilla. Otras especies con el mismo carácter, como abedulares, acebedas y loreras, presentan el mismo problema, incluso actuando *Erica scoparia*, *Arbutus unedo* y *Phillyrea angustifolia* como facilitadoras. Como ejemplo de lo anterior puede observarse la distribución de frecuencias de los diámetros normales en *Ilex aquifolium* (con una densidad actual de 13 ciervos/100 Ha) que nos indica la ausencia de regeneración en los últimos 50-100 años (Figura 4). Caso similar es el de *Betula pendula*, en una zona cuya densidad actual es de 25 ciervos/100 Ha (Figura 5). Ambas distribuciones diamétricas nos indican poblaciones con serios problemas de supervivencia.

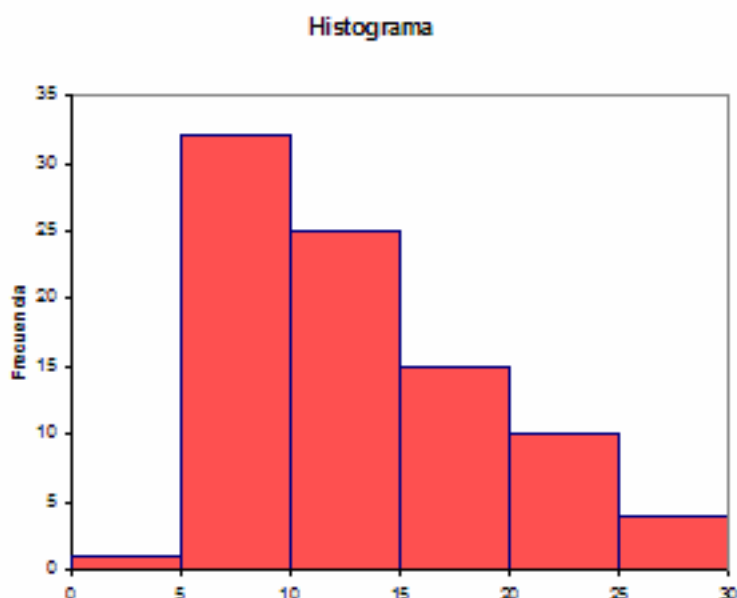


Figura 4: Histograma de diámetros normales en la población de *Ilex aquifolium* del arroyo de la Cebea (Parque Nacional de Cabañeros)

En el caso de *Betula pendula* vemos como la distribución es una Lognormal en vez una sigmoide, como cabría esperarse de una especie con regeneración. Puede observarse como en los últimos 30 años no ha habido nuevas incorporaciones a las primeras clases diamétricas. El óptimo de regeneración se produjo en el período de la cuarta clase diamétrica que, *grasso modo*, coincide temporalmente con el caso anteriormente señalado de *Ilex aquifolium*.

Una excepción a la regeneración de comunidades riparias se produce con *Fraxinus angustifolia*, que se regenera fácilmente entre los matorrales espinosos de *Rubus ulmifolius* y *Rosa canina*.

Un caso muy especial al hablar de especies facilitadoras en el caso del Parque Nacional de Cabañeros, es el de *Pinus pinaster*. Tradicionalmente se han presentado algunas especies del género *Pinus* como especies pioneras capaz de posibilitar la posterior instalación de otras, como las del género *Quercus*, que se encuentran formando parte de las comunidades más evolucionadas. Esto sería equivalente a considerar en este caso el pino como una especie facilitadora de los *Quercus*. Sin embargo, y bajo una perspectiva estrictamente conceptual, una especie facilitadora debe permitir la instalación de otra especie que más tarde será dominante y entonces la primera entraría en decadencia. Habitualmente la facilitadora será de menor talla que la especie facilitada. La acción de sombreado durante la época de sequía estival, señalada por algunos autores como una forma de disminuir el estrés hídrico (Marañón *et al.*, 2004), resulta más adecuada cuando la lleva a cabo el matorral, y particularmente aquí el jaral-brezal en su fase senescente, cuando la competencia que va a presentar al regenerado va a ser mínima. Pero incluso sin entrar a considerar la competencia por agua, luz y nutrientes, que limitan el establecimiento de plántulas en el interior de estas repoblaciones de tan alta densidad, es obvio que un lugar tan mediatizado por la herbivoría, el papel del facilitador que en este lugar concreto resulta más importante, como es la protección física del regenerado, no lo puede llevar a cabo *Pinus pinaster*. La facilitación sólo puede dársela una comunidad pionera, heliófila y de alta densidad.



Fotografía 2: Línea de ramoneo y brotes recomidos en *Ilex aquifolium*. Arroyo de la Cebea (Parque Nacional de Cabañeros)

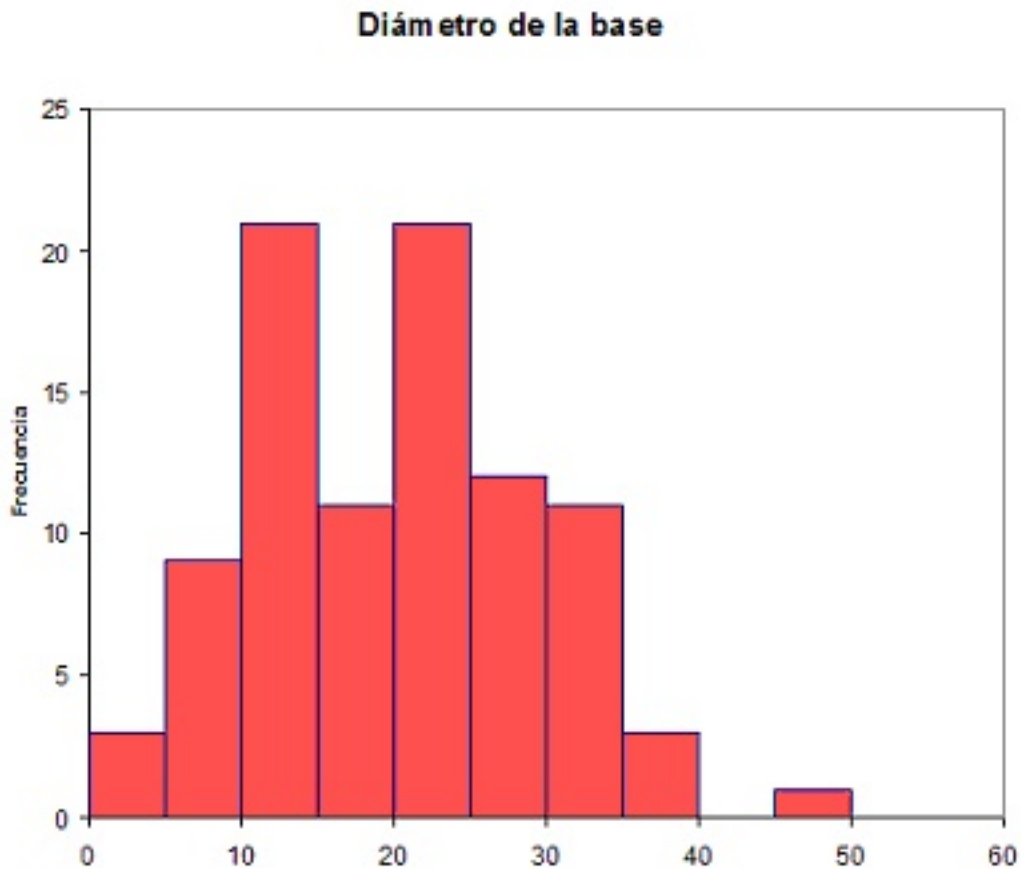


Figura 5: Histograma de diámetros en la base en la población de *Betula pendula* en la Garganta de Los Nogales (Parque Nacional de Cabañeros)

Para el estudio del caso de la regeneración de *Prunus lusitanica* de Piedras Picadas (P.N. de Cabañeros), donde hay una población de más de 1500 pies en tres núcleos, y con una densidad de ciervo inferior a 5 ejemplares/Ha, se recurrió a un muestreo dentro y fuera de un cercado de exclusión en la temporada 2004/2005, realizando un seguimiento de la cohorte de semillas de 2004. La situación de ambas parcelas era similar en cuanto a cobertura, proximidad al arroyo y humedad edáfica. El resultado puede apreciarse en la Figura 6, y en suma es el siguiente: la supervivencia del regenerado de *Prunus lusitanica* pasa por una fase crítica en el período julio-noviembre, con unas pérdidas atribuibles en un 84.21% a la sequía estival y un 97.39% a la confluencia de sequía y herbivorismo. Con posterioridad, en la época invernal, hay una pérdida del 2.92% en el interior del cercado de exclusión. Una pérdida del 1.30% se produce en el exterior, aunque con un cierto desfase temporal. Un año después de iniciar el seguimiento, hay una supervivencia del regenerado de un 12.28% en el interior del cercado de exclusión, y de un 0.65% en el exterior. Un hecho similar, provocado por la

disponibilidad de agua en el primer estadio está descrito para *Phillyrea latifolia*, para presentar menor vulnerabilidad a partir de etapas posteriores (Lloret *et al.*, 2004).

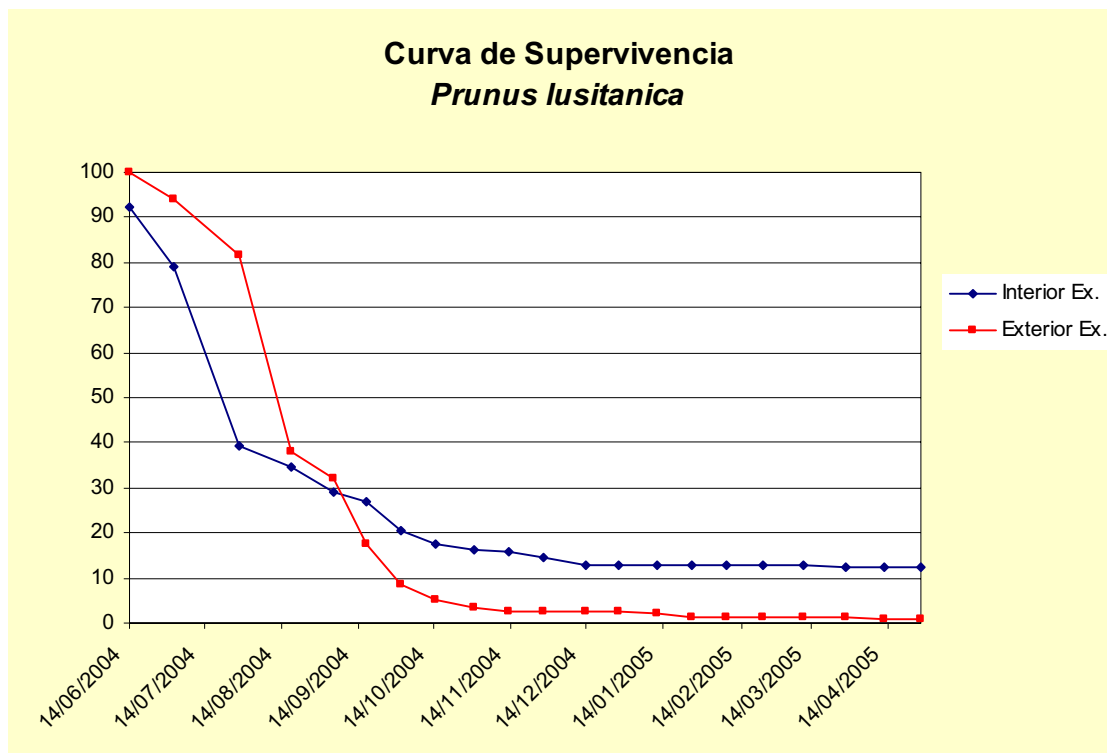


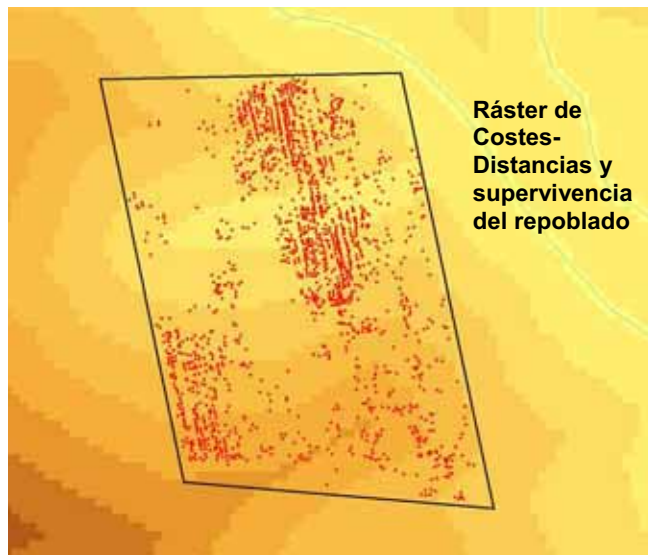
Figura 6: Curva de Supervivencia del regenerado de *Prunus lusitanica* en 2004/2005 en el Arroyo de los Loros (Piedras Picadas, Parque Nacional de Cabañeros)

La disponibilidad hídrica; otro factor que gobierna la regeneración

El seguimiento anterior sobre *Prunus lusitanica* (Figura 6) pone sobre la mesa de forma evidente dos de los principales factores que gobiernan la regeneración del bosque mediterráneo: la disponibilidad de agua y la herbivoría. Sin embargo, es obvio, en primer lugar, que la influencia de la disponibilidad hídrica sobre la regeneración es muy difícil de gestionar, y en segundo lugar, que la incidencia no es la misma sobre las diferentes fases del reclutamiento, lo que tiene unas importantes repercusiones sobre las posibilidades de gestión.

La influencia de la disponibilidad hídrica se ha medido utilizando el seguimiento sobre una repoblación realizada en 1995 con *Quercus ilex* y *Q. faginea* en la raña del Parque Nacional, y se ha relacionado aquella con la supervivencia de la planta. Los resultados ponen de manifiesto la tendencia que muestran las plántulas supervivientes en relación con un ráster de costes-

distancias, que es una función de la pendiente del terreno y de la distancia al curso de agua más próximo, creado mediante un modelo específico generado mediante ModelBuilder (ArcGIS-ArcINFO) de ESRI® (Strager, 1994). Dicho ráster, en definitiva nos va a dar una medida de la disponibilidad hídrica. La supervivencia del repoblado es de un 13%. El histograma de Costes-Distancias nos muestra una tendencia significativa a una menor tasa de supervivencia al aumentar el valor de dicho ráster (Figura 7).



Histograma

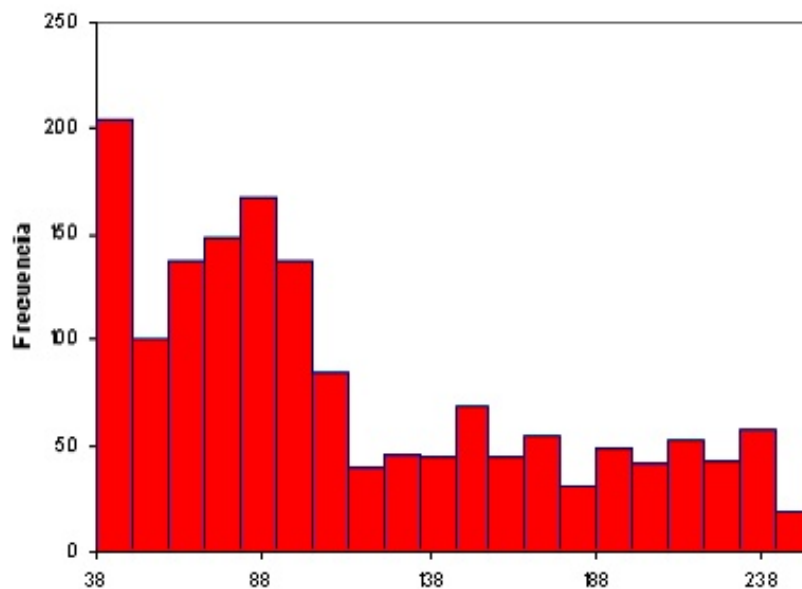


Figura 7: Histograma de plantas supervivientes según el valor del ráster de Costes-Distancias

Consumo y reacción a la herbivoría

El consumo por los herbívoros de cada especie es diferente. Por ejemplo, *Myrtus communis* es extraordinariamente buscado por los ungulados en invierno. *Pistacia terebinthus* es muy utilizada para el frotamiento de la cuerna, provocando el anillado y la muerte de los pies adultos. Algunas especies, como *Pterospartum tridentatum*, acaba siendo una especie rara por su alto nivel de apetencia, hasta tal punto que acaba siendo una especie que sólo se encuentra en buenas condiciones vegetativas en las cunetas de las carreteras, normalmente protegidas del diente de los ciervos.

La apetencia por *Cistus ladanifer* es paradójica. Es dispersada por los ciervos, aunque en baja densidad soporta una predación tan fuerte que difícilmente sobrevive ninguna nueva plántula. De esta manera, la dispersión viable sólo se produce en forma de “mancha de aceite” en las proximidades de las plantas progenitoras, avanzando de forma extraordinariamente lenta.

La reacción es otro mecanismo de interés: *Quercus ilex*, aún siendo muy consumida durante todas las épocas (Álvarez, 1991; Álvarez y Ramos, 1991), reacciona muy bien al cesar el consumo y emite buenos brotes. Esto no se produce con *Quercus faginea*, que ralentiza su crecimiento y luego difícilmente emite nuevos brotes. Este hecho es de un particular interés: el consumo de *Q. faginea* sólo puede producirse en primavera-verano, que es una época de relativo bajo consumo de especies arbustivas y arbóreas por el ciervo (Álvarez, 1991; Álvarez y Ramos, 1991). Si se presentan situaciones de baja producción de herbáceas (sequías) o de sobrepoblación, puede haber un consumo masivo de hojas y brotes, y en consecuencia, se producirán colapsos generalizados en los desarrollos de esta especie. Algunos autores (Baraza, 2004) han señalado como las especies más resistentes a la herbivoría por su bajo poder nutritivo son las menos tolerantes a la pérdida de tejido.

La gestión de la vegetación en el Parque Nacional de Cabañeros

Adecuación de las densidades de ciervo

Hay una lógica y significativa correlación ($R^2=0.872$) entre la densidad de ciervos y su incidencia sobre la vegetación (Figura 8).

Recta de regresión

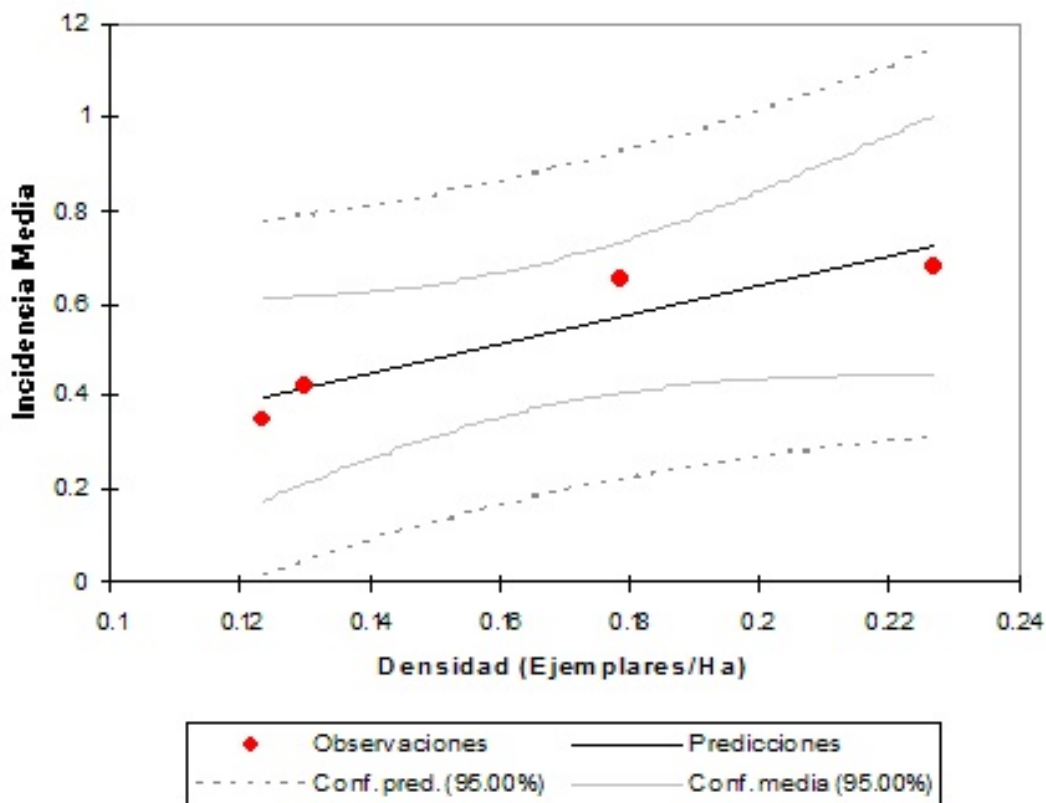


Figura 8: Regresión Incidencia-Densidad

Parámetros del modelo:

Parámetro	Valor	Desviación típica	t de Student	Pr > t
Intersección	-0.003	0.148	-0.018	0.987
X	3.203	0.868	3.688	0.066

$$Incidencia = -2.66379682439956E-03 + 3.20283109204557 * Densidad$$

Sí a esto le sumamos la evidencia descrita en el apartado “Herbivoría *versus* evolución”, habría que concluir que las frecuentes densidades de las fincas de caza en Montes de Toledo y Sierra Morena de más de 40 ciervos/100 Ha van a tener un saldo neto de regresión evolutiva de sus comunidades vegetales, con independencia de que la presión de la herbivoría va a incidir de forma diferencial sobre aquellas. Igualmente, las densidades teóricas preconizadas por algunos autores, de 15 y hasta 30 ciervos/100 Has, son

sencillamente incompatibles con la regeneración del monte, incluso combinadas con siembras o alimentación suplementaria.

Si las densidades son importantes, no lo es menos el uso del territorio. Los resultados del Parque Nacional de Cabañeros indican un uso intensivo del herbazal en otoño (Figura 9), y un uso principal de de las laderas de solana en invierno (Figura 10). En todo momento hay además un uso constante de los fondos de valle.

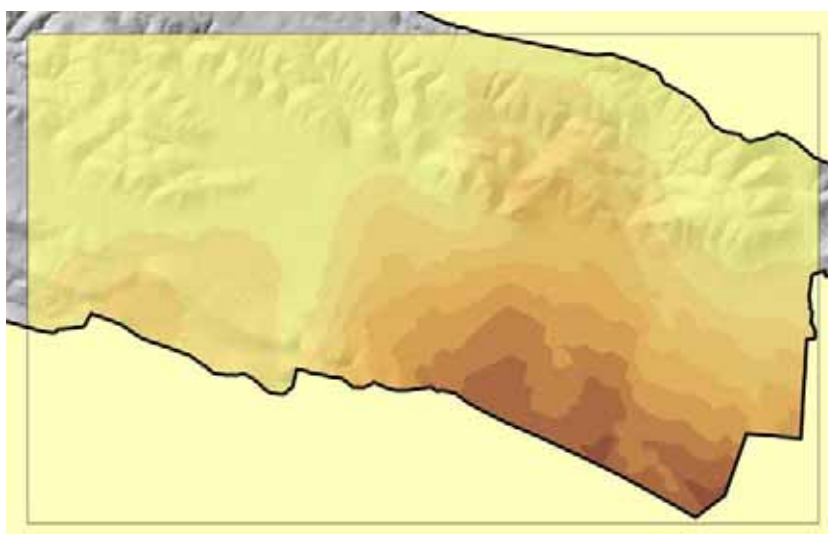


Figura 9: Incidencia del ciervo sobre la vegetación en la zona oriental del Parque Nacional de Cabañeros durante otoño-invierno de 2003

Este uso diferencial implica la necesidad de adecuar las densidades a la zona más sensible. En el caso de los rebollares de fondo de valle, como se ha citado, hay que mantener densidades globales de entre 5-10 ciervos/100 Has para permitir su regeneración.

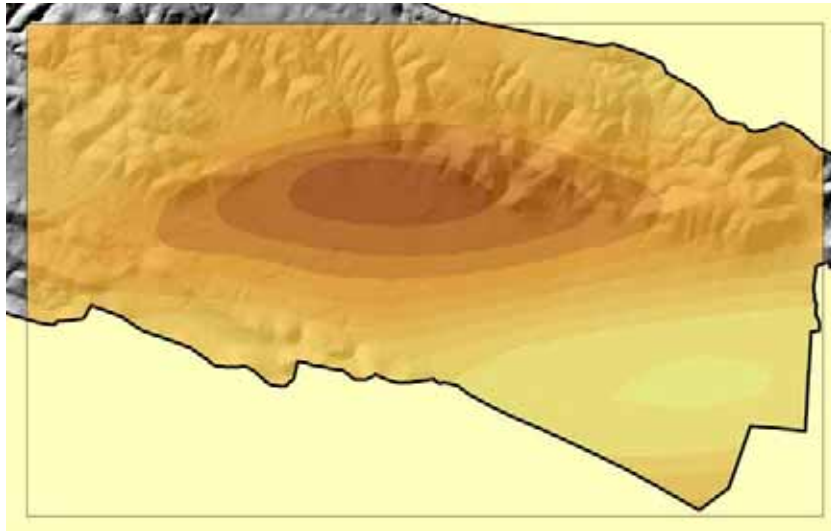


Figura 10: Incidencia del ciervo sobre la vegetación en la zona oriental del Parque Nacional de Cabañeros durante la primavera-verano de 2004

La captura en el caso de las fincas públicas, que son las únicas realmente sometidas a esta gestión, se realiza mediante capturaderos. El número de animales a capturar de cada sexo y clase de edad se calcula a partir de un modelo predictivo creado en el Parque Nacional de Cabañeros, el cual precisa, para cada año, de la estima de la natalidad operativa. A final de la temporada de capturas se contrasta el censo. Mediante esta gestión se ha pasado de una densidad de 22 ciervos/100Ha a una densidad de 12,4 ciervos/100Ha. En las fincas privadas del Parque el control de poblaciones se lleva a cabo mediante la actividad cinegética.



Fotografía 3: Capturadero en el P.N. de Cabañeros

Estímulo de especies facilitadoras

La mayor parte de las especies pioneras de gran porte actúan de facilitadoras, sirviendo de protección frente a la herbivoría. Entre las especies facilitadoras habría que destacar en primer lugar *Cistus ladanifer*, que por su frugalidad y rápido crecimiento es una de las especies más importantes (sino la que más) para la crear protección. Otras especies que actúan como facilitadoras son *Erica arborea*, *E. australis*, *E. lusitanica*, *E. scoparia*, *Phillyrea angustifolia*, *Arbutus unedo* y *Rubus ulmifolius*.

A partir de lo anterior, en el Parque Nacional de Cabañeros se procura la conservación e instalación de jarales y brezales densos y de gran porte. Según los resultados de la experimentación llevada a cabo en el Parque, la posibilidad de regeneración de los jarales depende de:

- La existencia de banco de semillas. El banco de semillas de *C. ladanifer* se compone de dos tipos de semillas: que pueden germinar sin escarificación (<5%) y que precisa escarificación (el resto).
- La competencia en las primeras fases de su desarrollo. El establecimiento del jaral se ve imposibilitado en los herbazales densos y de gran porte.
- La predación de los herbívoros: En las primeras fases de desarrollo pueden llegar a provocar la muerte de la plántula. Esta predación es más intensa en pequeños rodales y/o en las ecotonías.

Trabajos realizados

1. En áreas de matorral:
 - a) La regeneración de áreas quemadas tiene como primera fase una germinación masiva de *Cistus* y *Erica*, y una fase posterior de establecimiento de unos jarales extraordinariamente densos. Estos proceden de la activación del banco de semillas, que va a quedar prácticamente agotado. En estas condiciones resulta fundamental evitar una quema repetida. Por otro lado, en los primeros estadios del jaral su potencial facilitador es mínimo, y resulta conveniente disminuir la herbivoría. Coherentemente, después de los incendios en el Parque se ha incrementado la extracción, hasta llegar a densidades inferiores a 10 ciervos/100Ha.
 - b) En áreas degradadas de la zona de matorral, una vez que se analizaron muestras de suelo y se detectó la insuficiencia en el banco de semillas, se ha empleado hidrosiembra de semilla de *Cistus ladanifer* (75% escarificada mediante escaldado con agua hirviendo y 25% sin escarificar), a fin de estimular su regeneración. El resultado fue irregular, con un deterioro muy fuerte por pisoteo de las plántulas

en el momento de la nascencia. La supervivencia al primer verano fue inferior al 1% de la semilla sembrada.

2. En áreas de pastizal

En las zonas con pastizal sólo se ha conseguido la instalación de la jara mediante siembra (con semilla previamente escarificada) en aquellos lugares donde la plántula no ha tenido una fuerte competencia con el herbazal.

- a) En las siembras en zonas donde luego se ha desarrollado un pastizal denso y alto, no ha sobrevivido ninguna plántula, tanto dentro como fuera de los cercados de exclusión.
- b) La siembra con *Cistus ladanifer* ha tenido éxito en cercados de exclusión en lugares donde después se ha desarrollado un herbazal ralo y de bajo porte (Fotografía 4)



Fotografía 4: Siembra con *Cistus ladanifer* en cercado de exclusión, en zona de pastizal ralo bajo

- c) Las experiencias con siembra de semilla escarificada de *Cistus ladanifer* en áreas sin exclusión de la raña donde se eliminó la vegetación herbácea mediante quema han tenido como resultado una germinación masiva, supervivencia notable al primer verano, y consumo masivo al otoño-invierno siguiente (por parte de ciervo y liebre) con una supervivencia inferior al 0.1% de las plántulas nacidas (hay que señalar, por otro lado, que se realizó esta experiencia en una zona de uso muy elevado por ciervo).

Uso de protecciones individuales

Se han empleado dos fórmulas de protección individual: tubos-invernadero y protecciones cilíndricas de malla montada sobre bastidores.

Los tubos invernadero fueron de utilidad para proteger brotes de raíz de *Quercus pyrenaica*. Se llegan a alcanzar crecimientos de 1 cm diario durante el período vegetativo, aunque luego requieren un tutor durante 4-5 años, ya que el crecimiento diametral que se obtiene no está compensado con el crecimiento en altura.

Las protecciones individuales de malla son extraordinariamente útiles. Se comenzaron a usar en 1993. Sirven para dar protecciones temporales con una gran eficacia, tanto para regenerado natural como para repoblaciones, y son desmontables para reutilizarlas en otras plantas una vez cumplido su objetivo. También se pueden abrir sin extraerlas, ya que disponen de bisagras. El tiempo de permanencia de las protecciones es variable. En caso de *Fraxinus angustifolia*, con 10 años de edad ya se han podido quitar las protecciones. En el caso de *Quercus ilex*, éstas se pueden retirar si se encuentran los pies con más de 2 metros de altura y se encuentran ramificados desde la base, lo que impide que puedan los ciervos deteriorar el tronco por escodado. En el Parque Nacional de Cabañeros esto se ha conseguido a los 10-15 años de protección, partiendo de pies de menos de 1 metro de altura. Otras especies, como *Quercus pyrenaica*, *Betula pendula* o *Ilex aquifolium* precisan alcanzar al menos un diámetro normal superior a 20 cm, requiriendo entre 10 y 20 años. Algunas especies, como *Quercus faginea*, no responden a la protección, y resulta más eficaz recurrir a una roza entre dos tierras de toda la parte aérea, y guiar después mediante poda y resalveo el brote de cepa.



Fotografía 5: Protección individual en encina. Adviértase como ya ha alcanzado el desarrollo suficiente para su retirada.



Fotografía 6: Protección implantada hace 15 años sobre un pie repoblado de *Ilex aquifolium*, con un diámetro actual en la base de 8 cm

La principal virtualidad de este método es que puede utilizarse paralelamente a una reducción progresiva del herbivorismo. Su inconveniente es que resulta extraordinariamente antiestético. En el Parque Nacional hemos recurrido al estudio de su ubicación mediante el GIS para minimizar su vista desde los caminos de uso público. En la actualidad hay colocadas alrededor de 1000 protecciones. En 2005 se han trasladado el 5% de éstas, al haber alcanzado su objetivo. Su coste es de 70 €/Ud.

Cercados de exclusión

Los cercados de exclusión se han utilizado en el Parque Nacional de Cabañeros para eliminar o paliar temporalmente el herbivorismo. Aunque se expresan a continuación algunas cifras de densidad, sería más correcto considerar el uso del territorio; para altas densidades hay zonas con un mínimo uso por los ciervos donde la incidencia puede ser reducida, y también puede darse el caso contrario. El mejor ejemplo de esta segunda situación es la incidencia del ciervo sobre los rebollares mesomediterráneos de fondos de valle, que llega a ser tan grave que elimina por completo la regeneración natural a muy bajas densidades, como se ha citado anteriormente.

Los objetivos de los cercados de exclusión han sido los siguientes:

1. Proteger repoblaciones de *Quercus ilex*, *Q. faginea* y *Pyrus bourgaeana* en áreas de pastizal de la raña, carentes de especies facilitadoras.
2. Proteger regenerado natural de brotes de cepa y raíz de *Quercus ilex*, *Q. faginea* y otras especies tras la eliminación de *Pinus pinaster* en áreas muy transitadas por los ciervos, ya que la eliminación del pinar, como se ha comentado, provoca un fuerte deterioro de las especies facilitadoras. El cerramiento es fundamental para permitir el crecimiento de *Q. faginea*, toda vez que esta especie es intolerante al consumo de sus tejidos, y necesita una roza entre dos tierras, o bien su corta al nivel del suelo para estimular el rebrote y posteriormente podar y resalvear (Fotografía 7).



Fotografía 7: Regenerado de brotes de cepa de *Quercus faginea*, un año después de ejecutar una roza entre dos tierras, dentro de un cercado de exclusión

3. Restaurar comunidades donde antaño se eliminó el matorral, para permitir su instalación y facilitar el crecimiento de especies de distribución finícola (caso de *Quercus pyrenaica* en fondos de valle) tanto procedentes de brotes de cepa y raíz como procedentes de repoblación, en caso de densidades superiores a 5 ciervos/100 Ha.

4. Restaurar poblaciones de especies o comunidades de especies muy sensibles al herbivorismo (e.g. *Ilex aquifolium* y *Cistus psilosepalus*) en ausencia de facilitadoras, en caso de densidades superiores a 5 ciervos/100 Ha.

Inicialmente los cercados de exclusión se construyeron mediante malla cinégetica de 200 cm. de altura, que resulta muy problemática por la entrada de jabalíes (y una vez ampliado el paso o gatera por su entrada continuada, es posible que entren corzos y ciervos) e incluso por la rotura de la malla por los ciervos por colisiones. Requieren un trabajo de revisión y conservación como mínimo mensual. El coste aproximado de su instalación es de 50 €/metro. El uso de alambre de espino sujeto con tensores, a 5-10 cm del suelo, mejora la eficacia de estos cerramientos.

También se han utilizado pastores eléctricos, con malos resultados, dado que evita la entrada sólo temporalmente.

En la actualidad estamos empleando con excelentes resultados mallazo de encofrar de 6 mm de diámetro y 200 cm de altura (15x15 cm de marco) que impermeabiliza el cerramiento y tiene la ventaja de ser fácil de instalar entre el matorral, ya que pueden hacer ángulos sin precisar una sujeción adicional de los piquetes. Su coste es de 10 €/metro.

Eliminación de repoblaciones de *Eucalyptus*

La eliminación de repoblaciones de *Eucalyptus* se hizo mediante bulldozer D6 o retroexcavadora, destocoando con la misma pala. La madera se extrajo posteriormente con autocargador. Se eliminaron así 40 Ha en la zona de raña, donde la vegetación climática sería *Pyro bourgeanae-Quercetum rotundifoliae*. Fue difícil conservar la vegetación natural que había bajo el eucaliptar, y que estaba compuesta principalmente por *Quercus ilex*, *Quercus faginea*, *Rhamnus lycioides*, *Myrtus communis*, *Pistacia terebinthus* y *Crataegus monogyna*. Algunos pies de eucalipto se cortaron con motosierra y se trató el tocón con glifosato, a fin de evitar la entrada de maquinaria en las zonas con más densidad de vegetación natural. El coste por hectárea de la eliminación fue de 2000 €/Ha.

Con posterioridad a la saca de la madera, se hizo un cerramiento con malla CICLONE 200x15x30, cuyo mayor inconveniente es la dificultad de impedir la entrada de jabalí (y su consecuente problemática descrita en el anterior epígrafe). El coste por metro del cerramiento fue de 8 €/m.

Pese al destocoado, que no llegó a ser perfecto dado la naturaleza arcillosa del terreno, *Eucalyptus camaldulensis* continuó brotando los siguientes cuatro años, exigiendo tratamientos puntuales con glifosato. El coste por tratamiento fue de 60 €/ha.

A partir del cerramiento, se empezó a coleccionar semilla de *Rhamnus lycioides* y *Pistacia terebinthus* del interior, se reprodujo en el vivero del Parque

y se fue repoblando con planta de una savia con el programa del voluntariado "Plántate", desarrollado conjuntamente con WWF-ADENA.

Eliminación de repoblaciones de *Pinus pinaster*

Hay dos zonas de pinares de *P. pinaster* en las fincas públicas del Parque Nacional de Cabañeros:

1. Pinar de Anchurones: 100 Has. De 25 años de edad. Situado a 700 m de altitud, en la terraza fluvial del arroyo del Brezoso. Su densidad no es homogénea; el norte del pinar, y las zonas sur occidental y sur oriental presentan una densidad aproximada de 1.000-1.200 pies/has, mientras que en el resto de la superficie la densidad es de aproximadamente 900 pies/ha. Su producción es baja, de algo más de 80 estéreos/Ha. Bajo la repoblación hay regenerado de varias clases de edad de *Quercus faginea* y *Q. ilex*, con abundante *Phillyrea angustifolia* y una pequeña población residual de *Pistacia lentiscus*.
2. Pinar de Las Llanas. 2500 Has. De 45 años de edad. Situado entre 900 y 1000 m de altitud, sobre las cumbres de la Sierra del Chorito. Su densidad es muy elevada (más de 1800 pies/Ha) y su producción es media, de algo más de 240 estéreos/Ha. Bajo la repoblación hay regenerado de varias clases de edad de *Quercus faginea* y *Q. pyrenaica* en vaguadas o áreas con humedad edáfica.

La eliminación de repoblaciones se ha hecho de varias maneras diferentes, siempre a través de cortas a hecho, a fin de fomentar el establecimiento de comunidades pioneras que pudieran actuar de facilitadoras, asumiendo que en determinados casos podrían producirse inicialmente fenómenos de fotoinhibición para algunas especies:

1. Apeando los pies con motosierra para dirigir la caída, desramado con motosierra y extracción mecánica, con autocargador, en zonas con media-alta densidad de regenerado de arbolado. El residuo se amontona y quema en los claros. Es la forma más barata y sencilla. Se puede forzar la circulación del autocargador sobre las ramas de pino, evitando alterar y remover el suelo. El problema es que exige un control y seguimiento técnico muy constantes.
2. En determinados lugares muy sensibles, a los que se puede acceder de forma perimetral; apeo con motosierra y extracción completa del árbol, para desramado y apilado-destrucción de residuos en claros.
3. En lugares en los que interese conservar la totalidad del matorral: manualmente, con apeo y desramado con motosierra y extracción

mediante cabestrante hasta calles, separadas cada 100 metros, y saca en calles mediante autocargador. El residuo se amontona y quema en los claros.

4. En lugares en que puede aceptarse un cierto deterioro del matorral: manualmente, con apeo y desramado con motosierra y extracción manual hasta calles, separadas cada 10 metros, y saca en calles mediante autocargador. En estas calles se apila el residuo. Se han probado tres métodos de destrucción de éste: mediante astillado, astillado y quema, y quema directa en cordones. El método menos invasivo y que mejor respuesta de la vegetación provoca es la quema en cordones. Es un buen método en zonas de matorral heliófilo y pirófito (jarales).



Fotografía 8: Eliminación del pinar de Anchurones. Encinar-quejigar existente entre el pinar en la terraza fluvial del arroyo de El Brezoso

5. En lugares sin arbolado ni matorral: mecánicamente, con procesadora; saca con autocargador y eliminación de residuos por astillado. Provoca una destrucción casi total del regenerado que queda bajo el residuo. Se puede emplear también donde haya arbolado a conservar sí éste es de gran tamaño.

6. Una última forma de eliminación del pinar, cuando era inviable su apeo y saca sin un grave deterioro de la vegetación circundante, era recurrir al anillado (Fotografía 9).



Fotografía 9: Anillado de *Pinus pinaster* en áreas con alta densidad de *Quercus pyrenaica* en el Pinar de Las Llanas.

Una eliminación singular fue la de un pinar con terrazas. Consistió en una clara de intensidad media (partiendo de una densidad inicial de 1200 pies/Ha, llegamos a una densidad de 650 pinos/Ha); y posterior nivelación del terreno con bulldozer D6 para eliminar las terrazas. Ocho años después, con una densa regeneración de *Cistus* y *Erica*, se eliminó el resto del pinar.

Re poblaciones

Para la repoblación se ha dividido el Parque en 51 subcuencas y, salvo en casos muy especiales, sólo se utiliza material genético de la misma

subcuenca de procedencia (ver Figura 11) a fin de minimizar la posible alteración de la distribución geográfica natural, dejando para un paso posterior la detección de posibles cuellos de botella demográficos de determinadas especies: También se ha asumido la evidencia de la pérdida de respuesta a los cambios ambientales que supone el trabajar con planta de una savia producida en vivero. En todo caso, la planta utilizada ha sido exclusivamente la producida en nuestro vivero para la propia gestión del Parque Nacional.

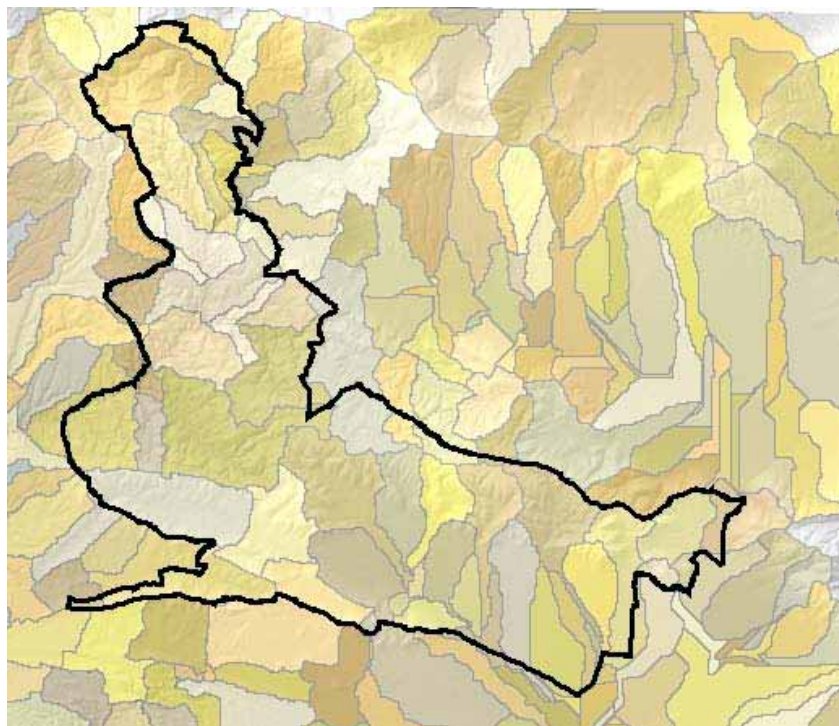


Figura 11: Subcuencas de procedencia

La planificación de las repoblaciones ha requerido en todos los casos de un análisis de la disponibilidad de hábitat, realizado con el GIS conocidos los rangos de precipitación, temperatura, unidad paisajística, altitud, pendiente y orientación, de las poblaciones conocidas (asumiendo el evidente error que esto conlleva de asimilar la distribución actual a la potencial)

La totalidad de las repoblaciones se han hecho mediante plantación (a veces acompañadas de siembra) con ahoyado manual y sin preparación previa del terreno. Salvo contadas excepciones, nunca se han dado riegos de apoyo. En todos los casos donde había herbivorismo, la repoblación ha exigido un acotamiento temporal, bien mediante protecciones individuales (*Ilex aquifolium*; *Fraxinus angustifolia*; *Alnus glutinosa*; *Malus sylvestris*; *Betula pendula*) o mediante cercados de exclusión (*Quercus faginea*; *Q. pyrenaica*; *Sorbus torminalis*, *Prunus lusitanica*, etc).

Un resumen de los resultados es el siguiente:

1. Las repoblaciones se han realizado mediante plantación y siembra en cercados de exclusión, previo modelizado.
2. En zonas sin exclusión, la herbivoría a las densidades señaladas, y en zonas de elevado uso del territorio, impide el desarrollo del repoblado. Se ha iniciado en 2005 un estudio experimental sobre la repoblación entre especies facilitadoras (jaral-breza) una vez eliminado el pinar, en zonas con uso medio-bajo del territorio.
3. En las zonas de raña, con un denso pastizal, las repoblaciones (normalmente de *Quercus faginea*, *Q. ilex* y *Q. suber*) la tasa de supervivencia es mayor en áreas de disponibilidad hídrica elevada.



En global, la supervivencia de las repoblaciones en la raña sobre una parcela experimental con *Quercus faginea* y *Q. ilex* era de un 13% (en una superficie de 18 Ha, con 12.000 pies repoblados) sin cuidados culturales y con un riego de apoyo el primer año.



Fotografías 10 y 11: Repoblación de 10 años, realizada con *Quercus ilex* y *Q. faginea* en áreas de pastizal con cercado de exclusión

Agradecimientos

A todo el personal del Parque Nacional de Cabañeros, participante en las tareas de gestión y seguimiento, y muy especialmente a Juan Antonio Fernández, Federico Alcalde, Alfredo Noya, Marta Piñuela y M^a Dolores Aranda, que son realmente coautores del presente trabajo.

Bibliografía

- Álvarez, G., T. Martínez y E. Martínez. 1991. Winter diet red deer stag (*Cervus elaphus* L.) and its relationship to morphology and habitat in Central Spain. *Folia Zool.* 40: 117-130.
- Álvarez, G. y J. Ramos, 1991. Estrategia alimentaria del ciervo (*Cervus elaphus* L.) en los Montes de Toledo. *Doñana Acta Vertebrata* 18(1): 63-99.
- Baraza Ruiz, E. 2005. Efecto de los pequeños ungulados en la regeneración del bosque de la montaña mediterránea: desde la química hasta el paisaje. *Ecosistemas.* 2005/2
- Castro, J.; R. Zamora; J.A. Hódar and J.M. Gómez. 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* Vol. 10. No. 2, pp. 297-305.
- Castro, J.; R. Zamora, J. A. Hódar, J. M. Gómez and L. Gómez-Aparicio. 2004. Benefits of Using Shrubs as Nurse Plants for Reforestation in Mediterranean Mountains: A 4-Year Study. *Restoration Ecology* Vol. 12 No. 3, pp. 352-358
- Gómez, J. M.; D. García, R. Zamora. 2002. Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Forest Ecology and Management* 180 (2003) 125–134
- Gómez, J. M. 2003. Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape. – *Ecography* 26: 573–584.
- Gómez-Aparicio, L.; R. Zamora; J.M. Gómez; J.A. Hódar; J. Castro and E. Baraza. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. 2004. *Ecological Applications*, 14(4), 2004, pp. 1128–1138
- Jiménez, J. 2004. Programa de Conservación de *Rhynchospora alba* (L.) Vahl. Parque Nacional de Cabañeros.
http://mma.es/parques/lared/informes/cab_rhynchospora_alba.pdf
- Jordano, P.; R. Zamora, T. Marañón y J. Arroyo. 2002. Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo. Aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos. *Ecosistemas.* Año XI, N°1 / 2002. Enero - Abril

- Jordano, P.; F. Pulido, J. Arroyo, J. L. García-Castaño y P. García-Fayos, Procesos de limitación demográfica, en Valladares, F. 2004. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Páginas 335-369. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid
- Lloret, F.; Peñuelas, J. & Ogaya, R. 2004. Establishment of co-existing Mediterranean tree species under a varying soil moisture regime. *Journal of Vegetation Science* 15: 237-244, 2004
- Marañón, T; R. Zamora, R. Villar, M.A. Zavala, J.L. Quero, I. Pérez-Ramos, I. Mendoza and J. Castro. 2004. Regeneration of Tree Species and Restoration Under Contrasted Mediterranean Habitats: Field and Glasshouse Experiments. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 30(3): 187-196, 2004
- Mitchell. A. 1999. *The ESRI Guide to GIS Analysis. Volume 1: Geographic Patterns & Relationships*. Redlands, California, US.
- Strager, M. 1994. RESM 591. *Spatial Analysis for Resource Management* www.nrac.wvu.edu/rm493-591/
- Thomas, L., Laake, J.L., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Hedley, S.L., Pollard, J.H. and Bishop, J.R.B. 2003. Distance 4.1. Release "x"1. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.stand.ac.uk/distance/>
- Valladares, F.; I. Aranda y D. Sánchez-Gómez. La luz como factor ecológico y evolutivo para las plantas y su interacción con el agua, en Valladares, F. 2004. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Páginas 335-369. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid
- Zamora, R.; P. García-Fayos y L. Gómez Aparicio. Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica, en Valladares, F. 2004. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Páginas 371-393. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Zeiler, M. 1999. *Modeling Our World. The ESRI Guide to Geodatabase Design*. Redlands, California, US.