



5º CONGRESO FORESTAL  
ESPAÑOL

# 5º Congreso Forestal Español

Montes y sociedad: Saber qué hacer.

---

REF.: 5CFE01-041

Editores: S.E.C.F. - Junta de Castilla y León  
Ávila, 21 a 25 de septiembre de 2009  
ISBN: 978-84-936854-6-1  
© Sociedad Española de Ciencias Forestales

## Dispersión secundaria de semillas de robles (*Quercus petraea* y *Quercus pyrenaica*) en el Hayedo de Montejo (Madrid).

PEREA GARCÍA-CALVO, R.<sup>1</sup>, SAN MIGUEL AYANZ, A.<sup>1</sup> y GIL SÁNCHEZ, L.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Silvopascicultura. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad universitaria s/n. 28040. Madrid

### Resumen

La dispersión secundaria de semillas es una de las fases menos conocidas del ciclo de regeneración de las especies forestales. En este trabajo se pretende paliar la deficiente información que existe sobre la predación y dispersión de bellotas de dos robles, *Quercus pyrenaica* y *Quercus petraea*, por parte de la fauna vertebrada. El estudio se lleva a cabo en el Hayedo de Montejo, en una masa mixta relíctica del centro de la península Ibérica. Se identificaron los principales predadores/dispersores mediante el empleo de foto-trampeo y se estudió la selección que hacen éstos sobre las dos especies para diferentes tamaños de bellota. Asimismo, se evaluaron las direcciones preferenciales de desplazamiento y las condiciones de enterramiento (profundidad y cobertura de vegetación) mediante la recuperación de bellotas ofrecidas en campo y marcadas por una etiqueta identificativa unida a un sedal. Por último se estimó la población de micromamíferos en tres parcelas de experimentación mediante captura y recaptura con el empleo de trampas en vivo. El principal predador/dispersor fue el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) con densidades aproximadas de 15 ind/ha, y se constató su consumo de bellotas a lo largo de todo el invierno. La tasa de consumo en los seis primeros días tras la puesta en campo de las bellotas fue de 96,4%. El consumo de semillas *in situ* fue del 13% y la dirección preferencial de desplazamiento fue pendiente abajo, si bien los ratones de campo son capaces de desplazarlas pendiente arriba, incluso las de mayor tamaño. Tan sólo un 3,75% de las bellotas fueron encontradas en túneles excavados con una profundidad media de 9,8 cm. El resto de bellotas fue desplazada con distancias mínimas que variaron entre 5 y 418 cm (media 21 cm), sin conocer el destino final como consecuencia de la ruptura del sedal. Nuevas metodologías empleadas han revelado que las distancias de dispersión por ratón de campo pueden superar el centenar de metros.

### Palabras clave

Regeneración, bellotas, foto-trampeo, captura-recaptura, micromamíferos.

### 1. Introducción

La regeneración de cualquier especie debe ser considerada como una serie concatenada de procesos, cada uno de los cuales puede influir decisivamente en el resultado final (SCHEMSKE *et al.*, 1994). El éxito de la regeneración depende del cumplimiento conjunto y sucesivo de las diferentes etapas que constituyen el ciclo, de modo que el fallo en un solo eslabón de la cadena puede significar el fracaso del proceso de regeneración (JORDANO & HERRERA, 1995). Este ciclo incluye varias transiciones entre las diferentes fases que dependen de factores bióticos y abióticos que provocan pérdidas en el número potencial de individuos reclutados (JORDANO & HERRERA, 1995). Así, la regeneración puede estar limitada por la cantidad de semillas producidas, por la efectividad de los dispersores, por la disponibilidad de microsítios para la germinación y establecimiento de las plántulas o por la actividad de los animales predadores de semillas y los herbívoros que consumen plántulas o individuos juveniles (SCHUPP, 1995; HULME, 1996). Además, el efecto de todos estos factores no es exclusivo en muchas ocasiones y el reclutamiento de numerosas especies

forestales está limitado por el efecto sinérgico de varios factores limitantes o varias especies de predadores en una misma etapa o en distintas causando así la ruptura del ciclo (CRAWLEY & LONG, 1995; HULME, 1996). En general, se considera que la regeneración de las formaciones de robles mediterráneos está limitada por el estrés hídrico y la competencia con herbáceas en rodales abiertos en condiciones xéricas. En lugares más húmedos y productivos, con alta densidad de individuos, son la herbivoría y la competencia entre plántulas los factores que afectan principalmente (PULIDO, 2002).

Los agentes responsables de los movimientos de semilla son múltiples, variables, y, en muchos casos, desconocidos o difícilmente previsibles (NATHAN & MULLER-LANDAU, 2000). De todos ellos, el viento es el agente dispersor más ampliamente estudiado, mientras que la dispersión animal es, a día de hoy, la menos comprendida, debido a su gran complejidad (NATHAN & MULLER-LANDAU, 2000). Una situación frecuente es que varios agentes se vean involucrados en la dispersión de una misma especie, dando lugar a distintos “rangos” de distancias de dispersión, correspondientes a eventos de dispersión local (generalmente dispersión primaria), y dispersiones a largas distancias (generalmente dispersión secundaria) (NATHAN & MULLER-LANDAU, 2000). La depredación post-dispersiva de semillas es considerada uno de los principales factores limitantes de la regeneración natural, especialmente en los géneros *Quercus* y *Fagus*, que son los que dominan el estrato arbóreo de la zona de estudio.

Las especies animales implicadas en la predación de semillas forestales pueden llegar a consumir una importante proporción de la cosecha, especialmente en los años de escasa producción de frutos (SORK, 1984). Si bien, por una parte, estos predadores son responsables de una pérdida importante de semillas, algunos de ellos, tales como el arrendajo (*Garrulus glandarius*) o el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*), pueden actuar como importantes vectores en la dispersión de las semillas (DEN OUDEN, 2005). Una parte de las bellotas suele ser enterrada a escasa profundidad, lo que implica que en los años especialmente productivos, no todas ellas sean recuperadas y consumidas (VANDER WALL, 1990).

Por otra parte, al coexistir dos especies con semillas similares (bellotas), la selección o preferencia de los depredadores hacia uno u otro tipo puede marcar las diferentes pautas de dispersión. Las semillas de *Quercus suber* han mostrado ser seleccionadas con preferencia frente a las propias de *Quercus canariensis* en una masa mixta del Sur peninsular (PÉREZ-RAMOS & MARAÑÓN, 2008). El tamaño de la semilla, su composición química y las diferencias en su momento de caída (diferencias fenológicas) son algunos de los factores que pueden intervenir en las diferencias dispersivas entre especies. La influencia del tamaño de la semilla se ha estimado a partir de las distancias a las que son desplazadas éstas por diferentes roedores (XIAO *et al.*, 2005). Asimismo, factores como la humedad del suelo, la cantidad de hojarasca o el estado del embrión pueden ser determinantes para la germinación y posterior desarrollo de la plántula.

## 2. Objetivos

Este trabajo pretende cubrir cinco objetivos: (i) conocer qué especies animales (vertebrados) están implicadas en la predación y dispersión de bellotas de *Quercus petraea* y *Quercus pyrenaica*; (ii) estudiar las tasas de consumo (predación y dispersión) y la selección de bellotas (especie y tamaño) por parte de los micromamíferos; (iii) examinar la influencia de la pendiente del terreno en la dispersión de bellotas y conocer las distancias de dispersión;

(iv) estudiar las condiciones de enterramiento de las bellotas tras la dispersión; y (v) estimar las poblaciones del principal grupo de predadores/dispersores en diferentes hábitats.

### 3. Metodología

#### *Área de estudio*

El Hayedo de Montejo es un espacio natural protegido dentro de la Reserva de la Biosfera de la Sierra del Rincón, al Norte de la Comunidad de Madrid (41°6'N; 3°30'W). Presenta una superficie de 250 ha y se sitúa en la vertiente sur del tramo oriental del Sistema Central (Somosierra-Ayllón), en la cabecera del río Jarama. La pendiente es elevada, con valores que alcanzan el 59 % en algunas zonas. La precipitación anual está en torno a los 1.100 mm, con un periodo de sequía estival de casi 2 meses (carácter submediterráneo). La temperatura media anual ronda los 9° C con un periodo de heladas de octubre a mayo. Los suelos son de reacción moderadamente ácida y con una riqueza de bases aceptable. En la actualidad los tipos de suelo más abundantes son los *cambisoles*, presentes bajo cubierta forestal; los *rankers*, característicos de los brezales y otros matorrales de talla alta y los *litosuelos*, sobre los que se asientan pastos estacionales o matorrales bajos de labiadas. La cubierta boscosa está compuesta principalmente por hayas (*Fagus sylvatica*), robles albares (*Quercus petraea*) y robles melojos o rebollos (*Quercus pyrenaica*), con numerosos ejemplares centenarios y varias especies arbóreas acompañantes, como el acebo (*Ilex aquifolium*), el cerezo (*Prunus avium*) y el serbal (*Sorbus aucuparia*), que le confieren elevada diversidad. El principal valor natural es la presencia del haya, que tiene carácter relictico en la región.

Para llevar a cabo el estudio referente a la dispersión zoócora se han tomado tres parcelas de experimentación. Las parcelas son representativas de los tres ecosistemas forestales principales del Hayedo: Robledal mixto de *Quercus pyrenaica* y *Quercus petraea* (parcela “Robles1” de 0,25 ha), robledal mixto con algún haya (*Fagus sylvatica*) y otras especies acompañantes (*Ilex aquifolium*, *Prunus avium*) en la parcela “Robles2” con una extensión de 0,50 ha y por último, masa clara de hayedo puro, en la denominada parcela “Hayas” de 0,30 ha de superficie.

#### *Material y métodos*

Para la consecución del primer objetivo, -determinar las especies de vertebrados consumidores de bellotas-, se empleó la técnica de foto-trampeo. Esto consiste en colocar cámaras de fotografía y vídeo capaces de detectar el movimiento del animal y conseguir de esta manera imágenes de los animales consumiendo las bellotas. Se instalaron dos cámaras-trampa de detección de movimiento por rayos infrarrojos que permitieron realizar fotografías y vídeos de hasta 15 segundos de duración. Para obtener las imágenes se colocaron 10 bellotas de ambas especies (5 de *Quercus petraea* y 5 de *Quercus pyrenaica*) solidariamente unidas a una tabla de madera horizontal mediante clavos para evitar el rápido desplazamiento por parte de los consumidores sin la consiguiente obtención de imágenes. Las cámaras se ubicaron en troncos de árboles en pie, a una altura de 1,5 m distando aproximadamente 5 metros de la tabla con el cebo. Se colocaron en las inmediaciones de las parcelas “Robles 1” y “Robles 2”, donde existe presencia natural de bellotas, durante dos otoños consecutivos (octubre 2007-enero 2008 y noviembre-diciembre del 2008), reemplazando las bellotas consumidas.

Para la consecución del segundo objetivo (tasas de predación y selección de semillas) se diseñó una malla de 40 puntos de manera sistemática ( $3 \times 2,4$  m) en el interior de la parcela “Robles2”, donde se ofertaron en cada punto seis bellotas, tres correspondientes a *Q. pyrenaica* y tres a *Q. petraea*, perteneciendo cada una de ellas a uno de los tres siguientes tamaños: pequeño, mediano o grande. El tamaño se determinó a partir del producto de dos dimensiones diametralmente opuestas, la longitud (H) y la anchura máxima (A), ambos en milímetros. Así se clasificaron como pequeñas aquéllas cuyo producto  $H \cdot A < 400 \text{ mm}^2$ , medianas cuyo valor de ese mismo producto se sitúa entre  $400-500 \text{ mm}^2$  y grandes cuando  $H \cdot A > 500 \text{ mm}^2$ . Cada dos días se revisaban las bellotas anotando cuáles habían sido seleccionadas (habían desaparecido). Las bellotas se marcaron de manera individual mediante una etiqueta metálica unida a la bellota por un sedal fino de 15 cm de longitud. Las seis semillas de cada punto fueron colocadas bajo una malla de plástico endurecido de  $25 \times 25$  cm para evitar la predación por parte de las aves. La recuperación de las etiquetas metálicas se llevó a cabo mediante el empleo de un detector de metales, modelo Garrett ACE 150. Se anotó la posición, dirección (pendiente) y distancia al origen de cada etiqueta recuperada tras la dispersión. Para caracterizar la dirección preferencial de desplazamiento -objetivo (iii)- se dividió cada punto de la malla en cuatro cuadrantes y se anotó la nueva posición de la etiqueta metálica respecto al punto original de colocación. Los dos primeros cuadrantes (1º y 2º) se sitúan pendiente arriba y los cuadrantes 3º y 4º, pendiente abajo. Los datos obtenidos de dichas revisiones (selección de especie y tamaño) se analizaron mediante pruebas de hipótesis no paramétricas, pues la distribución no puede ser definida *a priori* (no se puede asumir que los datos se ajusten a una distribución normal o cualquier otra ley de probabilidad). De entre las principales pruebas no paramétricas, se escogió la prueba de Kolmogorov-Smirnov para muestras independientes por su mayor potencia estadística para tamaños muestrales muy pequeños, como ocurre en este experimento. Así, se llevó a cabo la prueba de Kolmogorov-Smirnov para la variable dicotómica selección (1 seleccionada; 0 no seleccionada) en los dos grupos establecidos, correspondientes a la variable especie y tamaño. Para el análisis se consideró hipótesis nula  $H_0$  la equiprobabilidad en la selección, es decir, que la probabilidad de que una bellota de *Q. pyrenaica* sea seleccionada es igual a la probabilidad de que lo sea una bellota de *Q. petraea*.

Para conocer las condiciones de enterramiento -objetivo (iv)-, se procedió a desenterrar en el mes de julio de 2008 aquellas bellotas que fueron localizadas bajo la superficie del suelo. Se midió la profundidad del enterramiento (en cm) y se estimó la cantidad de hojarasca sobre el lugar de enterramiento a partir del siguiente índice cualitativo: **bajo**, si la superficie cubierta por hojarasca es menos del 33%; **medio** si cubre una superficie entre el 33-66% y **alto** si la superficie es mayor del 66%. La superficie tomada fue de  $0,25 \text{ m}^2$ , haciendo coincidir el punto medio del cuadrante con la localización de la bellota depositada. El estado del embrión se estimó de manera cualitativa clasificándolo en cuatro grupos: **predada** (quedan tan sólo restos del pericarpio), **parcialmente comida** (roída), **desaparecida** (bellota dispersada por segunda vez -diplocoria-, permaneciendo la etiqueta enterrada pero no la bellota) o **germinada**. Las bellotas que fueron desenterradas fueron depositadas en el lugar de enterramiento original. Por último, se quiso caracterizar la cobertura vegetal que rodea al punto de deposición de la bellota. Para ello se tomó una malla de  $1 \text{ m}^2$ , haciendo coincidir el centro de la malla con la vertical del punto de enterramiento de la bellota. Se estimó la cobertura de especies herbáceas, arbustivas y leñosas mediante el índice de Braun-Blanquet (1951).

Por último, para la consecución del quinto objetivo (estimar las poblaciones de micromamíferos dispersores) se han empleado trampas de captura en vivo, escogiéndose el

método de captura-recaptura para poblaciones cerradas (DELANY, 1981; TELLERÍA, 1986). El tipo de trampa empleado es una trampa en forma de ortoedro de dimensiones 30×8×5 cm de alambre galvanizado. El cebo empleado fue pan humedecido con aceite rancio (frito) de oliva o cacahuetes. Las trampas se colocaron en las tres parcelas de muestreo (“Robles1”, “Robles2” y “Hayas”). Se situaron en tres mallas distintas (una por parcela) con una distancia entre puntos de 15×15 m colocando 2 trampas por punto para evitar la saturación, durante un mínimo de 3 noches consecutivas. Las trampas se colocaban aprovechando algunos elementos naturales como troncos caídos, hojarasca, distando no más de un metro del punto de muestreo. Para evitar el efecto borde, por el cual se incorporan individuos de fuera de la población, se colocaron puntos de muestreo con sus correspondientes trampas de captura circundando la superficie de la parcela, descartándose los individuos allí capturados. En la parcela “Robles1” se colocó un total de 28 puntos (=56 trampas), en “Robles2”, 45 puntos (=90 trampas) y en “hayas”, 30 puntos (=60 trampas). El número de trampas por parcela varía en función de la superficie de la parcela, sin alterar el número de trampas por unidad de superficie. Se quiso ocupar toda la superficie de las parcelas ya que se dispone de información relevante de ellas, como p. ej. producción de bellotas o distribución de regenerado, que puede ser de gran utilidad a la hora de estudiar la interacción semilla-predador. De cada individuo capturado se anotó la especie, sexo, peso (décimas de gramo), estado de madurez (inmaduro, subadulto o adulto) y si había sido o no capturado con anterioridad. El marcaje de los individuos se llevó a cabo mediante cortes de mechones de pelo en seis partes diferentes de los flancos del animal (*fur clipping*) según se ha hecho para otros experimentos de campo (GURNELL & FLOWERDEW, 2006).

#### 4. Resultados

Un número total de 49 videos fueron filmados durante los dos períodos de muestreo. El ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) fue el principal predador/dispersor de bellotas en el suelo (76% de las ocasiones), seguido del arrendajo (*Garrulus glandarius*) con 8% de los vídeos. El carbonero común (*Parus major*) y el trepador azul (*Sitta europea*) cubrieron un 6% de las imágenes y por último el corzo (*Capreolus capreolus*) apareció en un 4% de las grabaciones. El mes con mayor número de imágenes de *Apodemus sylvaticus* durante el primer período fue enero (46% del total de las grabaciones).

De las N=240 bellotas ofrecidas simultáneamente en la malla de puntos, 110 (45,8%) fueron predadas (total o parcialmente) o desplazadas en los dos primeros días. Al cuarto día (segunda prospección), un total de 219 (91,2%) de las bellotas originales habían desaparecido (habían sido seleccionadas). Para el sexto día (tercera prospección) se superó el 95%. Tan solo un 3,3% de las bellotas de *Quercus petraea* y un 4,2% de las bellotas de *Quercus pyrenaica* fueron localizadas en su destino final. Un 13,3% de las bellotas de *Quercus petraea* fueron consumidas *in situ* frente a un 12,5% para *Quercus pyrenaica*. Las bellotas de *Quercus pyrenaica* fueron consumidas en un porcentaje superior en todas las prospecciones realizadas. Sin embargo, las diferencias no fueron significativas ( $p=0,10$ ). El tamaño de la bellota no parece mostrar diferencias significativas para ninguna de las dos especies con el tamaño muestral escogido ( $p=0,09$ ).

Las direcciones preferenciales fueron el tercer y cuarto cuadrante que corresponden precisamente con los cuadrantes situados pendiente abajo (68,9% de las bellotas). Las bellotas medianas y pequeñas fueron desplazadas pendiente arriba en mayor proporción que las grandes (40% para pequeñas y medianas, frente a 21% para grandes). Las distancias mínimas de dispersión obtenidas no fueron del todo satisfactorias como consecuencia de la ruptura y

enganche del sedal que unía la etiqueta a la bellota. Las distancias obtenidas fueron entre 5 y 418 cm (media 21 cm). El número de hilos que se encontraron enterrados a cierta profundidad (sólo asoma la etiqueta) fue de 9 (3,75% del total de las bellotas). El punto de máxima profundidad hallada fue de 15,5 cm. La profundidad media de enterramiento para el total de las bellotas halladas fue de 9,8 ( $\pm 4,9$ ) cm. El espectro de las bellotas desenterradas es como sigue: dos intactas (una germinada, otra podrida), 1 parcialmente comida (germinada), 4 desaparecidas, 2 predadas por completo (restos del pericarpo). En cuanto a la cobertura vegetal que se encuentra por encima de las bellotas enterradas, se estimó una media superior al 75% de cobertura herbácea con predominancia evidente de *Poa nemoralis*. Otras especies de herbáceas acompañantes son *Mycelis muralis*, *Hordelymus europaeus*, *Poa pratensis*, *Brachypodium sylvaticum*, *Torilis japonica* (todas con presencia esporádica). Tan solo dos bellotas fueron encontradas bajo cubierta leñosa (*Crataegus monogyna* y *Genista florida*, respectivamente). Bien es cierto que todas las bellotas encontradas se localizaron bajo copas de rebollos en una densidad baja (270 pies/ha) o al borde de la proyección de copas, próximas a pequeños claros. La hojarasca para cinco de las bellotas fue estimada como media (33-66% de la superficie cubierta por hojarasca) y poca para 4 de ellas (<33% de la superficie cubierta por hojarasca).

El total de capturas de micromamíferos ha sido de 27, correspondientes a 15 individuos. Todos los individuos identificados han resultado en una única especie, el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*). Las densidades estimadas, los pesos medios y el porcentaje de población adulta para cada parcela son las mostradas en la tabla 1.

Tabla 1. Densidades, pesos medios y porcentajes de población adulta para la especie ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) en las tres parcelas de estudio.

	<i>Robles1</i>	<i>Robles2</i>	<i>Hayas</i>
<b>Densidad (ind/ha)</b>	16,05 $\pm$ 4,35	4,29 $\pm$ 1,89	14,07 $\pm$ 3,84
<b>Peso medio (g)</b>	26,4 $\pm$ 1,5	22,5 $\pm$ 4,0	24,5 $\pm$ 2,3
<b>Población adulta (%)</b>	45	25	33

## 5. Discusión

El grupo taxonómico que ha mostrado un mayor consumo sobre las bellotas (predación o dispersión) ha sido la familia de los roedores. A escala específica, sólo se ha detectado una especie, el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*), el cual no hiberna o puede no hibernar en el Hayedo de Montejo, como han demostrado las imágenes obtenidas a lo largo de todo el invierno. Estos resultados concuerdan con otros tantos experimentos en diversos bosques templados de *Quercus*, donde las especies del género *Apodemus* son los principales consumidores (TELLERÍA *et al.*, 1991; DEN OUDEN, 2005; PONS & PAUSAS, 2006). Resulta interesante y llamativo que no se haya obtenido ni una sola imagen de ardilla roja (*Sciurus vulgaris*) a sabiendas de que allí existe, si bien no se conocen en profundidad sus poblaciones, sus patrones de movimiento y sus preferencias de hábitat, aunque se sabe que abunda más en los pinares aledaños de *Pinus sylvestris*. El escaso número de imágenes de aves frugívoras consumidoras de bellotas, pone de manifiesto que, al menos en las condiciones de muestreo, las aves no representan el mayor grupo de vertebrados dispersores y/o consumidores de bellotas caídas sobre la superficie del suelo. Una de las hipótesis que puede argumentar el hecho de esta baja detectabilidad, especialmente para el arrendajo

(*Garrulus glandarius*) es la baja producción de semillas, que hace que las poblaciones de esta especie, debido a su mayor capacidad de movilidad, busquen alimento en otras zonas de mayor producción, formando grupos sociales (CHETTLEBURGH, 1952; BOSSEMA, 1979). Cabe resaltar, por otra parte, que los arrendajos suelen alimentarse de las bellotas en el árbol y no en el suelo (DEN OUDEN *et al.*, 2005) y por tanto quedarían fuera de la etapa post-dispersiva. Otro factor influyente es la estructura y localización de los árboles portadores de bellotas. Así, los pies situados en bordes de rodales u orlas de bosques presentan una mayor producción como consecuencia de la menor competencia y mayor luminosidad, siendo más visitados por dichas aves (OVINGTON & MURRAY, 1964). Además, los arrendajos tienden a evitar estructuras de masa cerrada (BOSSEMA 1979; KOLLMANN & SCHILL, 1996; GÓMEZ, 2003), condición que se manifiesta en las parcelas de experimentación establecidas en este trabajo.

La predación post-dispersiva de semillas en el “Hayedo de Montejo” supone una fuerte limitación a la hora de completar el ciclo de regeneración natural de las dos especies tratadas en este estudio. Esta limitación actúa como un importante “cuello de botella” para la regeneración de *Quercus pyrenaica* y *Quercus petraea*, al igual que ha sido documentado para otras especies del género *Quercus* (HERRERA, 1995; GÓMEZ *et al.*, 2003; PÉREZ-RAMOS, 2006). El dato que ofrece una tasa de consumo de 95,4% de bellotas en los seis primeros días desde su deposición en el suelo avala esta hipótesis, al menos para el otoño 2007, donde cabe resaltar que la producción de bellotas y hayucos fue muy escasa (0,0045 semillas/m<sup>2</sup> para las bellotas en la parcela “Robles2”, sin distinción de especie; datos propios de la U.D. de Anatomía, Fisiología y Genética forestal). Si bien, habría que considerar la dependencia en la producción natural de cada otoño, algunos autores reflejan que la tasa de predación para *Quercus pyrenaica* es muy elevada, incluso en los años veceros, desapareciendo por completo el total de semillas en cualquier caso en un período inferior a tres meses (GÓMEZ, 2003). Resultados similares pueden encontrarse para bosques templados de *Quercus rubra* en Norteamérica (SORK, 1984).

La selección de las bellotas por los roedores depende de su tamaño, pues tanto los costes (tiempos de manejo y transporte) como los beneficios (nutrientes adquiridos) dependen del tamaño de la bellota (KERLEY & ERASMUS, 1991). Dadas las diferencias en costes y beneficios en función del tamaño del roedor, se espera que las diferentes especies de roedores dispersantes seleccionen tamaños de bellota diferentes para su consumo y dispersión (MUÑOZ & BONAL, 2008). En nuestro caso, sólo se ha detectado una especie de roedor, *Apodemus sylvaticus*, pero las diferencias en tamaño y peso pueden ser equivalentes a las esperadas entre especies, dada la gran variabilidad de peso, que oscila entre 14 y 38 g (PURROY y VARELA, 2003). Sin embargo, no se obtuvieron diferencias significativas ni en la selección por tamaños ni en la selección por especies (a falta de nuevos análisis con un mayor número de muestras).

De especial interés son los resultados obtenidos en relación a la dirección preferencial de dispersión, que muestran una clara preferencia por la pendiente abajo. Resultados similares se describen para *Quercus crispula* en Japón, sin determinar el agente zoócoro (OHSAWA *et al.*, 2007). Sin embargo, trabajos de dispersión efectiva basados en análisis genéticos reflejan justamente lo contrario (VALBUENA-CARABAÑA, 2007), es decir, un predominio del regenerado pendiente arriba. Dichos resultados contradictorios muestran que hay que pensar en otras posibles variables que determinen la localización final de la bellota, como cobertura de vegetación o micrositos apropiados para el almacenamiento (DEN OUDEN *et al.*, 2005). Además, puede ocurrir que el ratón de campo secuestre las semillas y las almacene de manera



provisional para más adelante realmacenarlas en otros puntos con mejores condiciones (JENKINS & PETERS, 1992), lo cual podría reflejar disparidad entre la dispersión obtenida y la efectiva. Las distancias de dispersión obtenidas no fueron representativas como consecuencia de la ruptura y enganche del sedal. Así nuevas metodologías empleadas (alambre + etiqueta coloreada) durante el invierno 2009 reflejan que dichas distancias pueden superar fácilmente el centenar de metros pendiente abajo y 50 m pendiente arriba.

En cuanto a las condiciones de enterramiento, las profundidades obtenidas son superiores a las alcanzadas para *Quercus petraea* y *Quercus robur* en el Noroeste de Europa (DEN OUDEN *et al.*, 2005), siendo una media de 9,8 cm para el presente estudio y de 2 cm para el NO de Europa en los almacenamientos temporales (1º desplazamiento) y más de 3 cm para realmacenamientos o almacenamientos longevos (2º desplazamiento y sucesivos), superando los 4 cm en un 25% de los casos. En este trabajo no se distinguió entre primer desplazamiento y sucesivos. DEN OUDEN *et al.* (2005) distinguieron entre uno y otro simplemente tomando el tiempo de almacenamiento (tiempo entre la extracción y la prospección realizada; un día para almacenamiento temporal y un mes para almacenamiento longevo). Así todas las localizaciones de bellotas enterradas en nuestro estudio se han de considerar almacenamientos longevos, pues permanecieron bajo tierra más de 6 meses hasta la prospección. La profundidad media obtenida en bellotas de *Quercus pyrenaica* enterradas por arrendajos (GÓMEZ, 2003) fue de 1,5 cm (rango de 0,5-4 cm), considerando esta profundidad como la propicia para la germinación, si bien según otros autores es conveniente que complementariamente se cubra el suelo con 1-3 cm de hojarasca para un mejor establecimiento de la plántula (CRAWLEY & LONG, 1995). Las bellotas de *Quercus pyrenaica* enterradas en Sierra Nevada sufren una altísima tasa de predación (96,4%), siendo el jabalí (*Sus scrofa*) y los roedores los principales predadores (GÓMEZ, 2003). Casi el 50% de las bellotas extraídas bajo el suelo por los micromamíferos fueron desplazadas sin comerlas *in situ* (GÓMEZ, 2003). Los datos obtenidos por nuestra parte, aun siendo muy escasos, fueron muy similares (45%). En el presente estudio, el jabalí quedó excluido mediante un vallado perimetral (además de no encontrar indicios de hozaduras), por lo que todas las bellotas extraídas fueron asignadas a micromamíferos. En cuanto a la cobertura de vegetación, todas las referencias bibliográficas coinciden en la preferencia del ratón de campo por almacenar las bellotas en microhábitats cerrados (JENSEN & NIELSEN, 1986; DEN OUDEN, 2005). En los bosques mixtos de robledal-hayedo del NO de Europa, el ratón de campo prefirió enterrar las bellotas bajo la protección de los acebos (*Ilex aquifolium*) y los helechos (*Pteridium aquilinum*), pero nunca en zonas expuestas (DEN OUDEN, 2005). Para los robledales puros de Europa, las bellotas almacenadas no presentan diferencias significativas en cuanto a la cobertura de vegetación, pues abundan las herbáceas y arándaneras (*Vaccinium myrtillus*) y no existe, por tanto, un fuerte contraste en la estructura de la vegetación subyacente, como puede existir en el robledal-hayedo (hojarasca pura sin cobertura frente a zonas cubiertas de helechos o matorral). En los resultados obtenidos para Montejo, las bellotas se hallaron bajo la cobertura de los robles donde existe abundante presencia de herbáceas y arbustos. Todas las bellotas localizadas en Montejo fueron almacenadas de manera individual, mientras que en otros estudios del NO de Europa se han hallado hasta un 20% de puntos de almacenamiento que albergan más de una semilla (DEN OUDEN, 2005).

Las poblaciones de ratón de campo estimadas para las tres parcelas de experimentación reflejan una gran similitud entre las densidades de “Robles1” y “Hayas” discrepando enormemente de la parcela “Robles2”, que presenta una densidad mucho menor (aproximadamente cuatro veces menor). La posible influencia de la fuerte presión antrópica



derivada de la instalación de diversos aparatos y la realización de trabajos de campo podría estar relacionado con la baja densidad en la parcela “Robles2”. Sin embargo, la cámara de foto-trampeo sí detectó un gran número de imágenes de ratón de campo durante la campaña de otoño-invierno, además de importantes daños sobre las bellotas sembradas bajo protección metálica de otros experimentos en esa misma parcela. Se ha de reseñar, como posible explicación, que se produjo una mortalidad de 2 individuos de ratón de campo durante los censos poblacionales (depredación por garduña) e hipotermia, que, de haberse producido recapturas, hubieran incrementado notablemente la estima de su población. Así, la baja densidad obtenida ha de contrastarse con nuevos censos. Las tasa de captura obtenidas para las parcelas “Robles1” y “Hayas” son superiores a las obtenidas en la misma época del año en bosques mixtos de *Quercus faginea* y *Quercus rotundifolia* del centro peninsular, donde se obtuvo un valor de 0,089 individuos/trampa-noche (TELLERÍA *et al.*, 1991) frente a 0,116 y 0,125 individuos/trampa-noche para sendas parcelas del Hayedo de Montejo, con una misma densidad de trampas. A pesar de que según la bibliografía podríamos estar ante un mínimo poblacional (FLOWERDEW 1985; FERNÁNDEZ *et al.*, 1996) diferentes estudios en la dinámica poblacional de una montaña mediterránea corroboran patrones distintos según sea el año, seco o lluvioso (TORRE *et al.*, 1999). Nuevos censos a lo largo del año en diferentes estaciones permitirían analizar la dinámica poblacional según variables climatológicas. Estos censos repetidos interanualmente permitirán además evaluar posibles efectos denso-dependientes en función de la producción de bellotas, hayucos y otros frutos ya que componen el 70% de su alimento (CASTIÉN Y GOSÁLBEZ, 2001), lo cual resulta de especial interés en el conocimiento de factores coevolutivos entre el árbol y el roedor. El sex ratio hallado durante los censos (2:1) se debe fundamentalmente a la época de realización del muestreo, donde un 40% de los machos mostraron órganos genitales abultados. Esta actividad sexual concuerda con la de las poblaciones del Norte de Europa, donde los individuos se encuentran activos desde primavera hasta otoño con una latencia reproductora en invierno. Sin embargo, la tasa de población subadulta y juvenil alcanza el 65% en su conjunto, lo que indica a una actividad reproductora 3 meses antes del censo de Mayo para que los individuos inmaduros se hayan incorporado a la población de acuerdo con su biología reproductiva (TORRE *et al.*, 2002).

## 6. Conclusiones

El ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) es el vertebrado del que se han obtenido más imágenes consumiendo bellotas de *Quercus pyrenaica* y *Quercus petraea* (76% de las ocasiones). El escaso número de imágenes de aves frugívoras consumidoras de bellotas (*Garrulus glandarius*, *Parus major* y *Sitta europea*), pone de manifiesto que, al menos en las condiciones de muestreo, las aves no representan el mayor grupo de vertebrados dispersores de bellotas caídas sobre la superficie del suelo.

La tasa de consumo por parte de los micromamíferos fue del 96,4 % de las bellotas desplazadas o consumidas en los seis primeros días desde su deposición en la red de puntos de muestreo. No se apreciaron diferencias significativas en la selección por tamaños y especie. Tan solo un 3,3% de las bellotas de *Quercus petraea* y un 4,2% de las bellotas de *Quercus pyrenaica* fueron localizadas en su destino final. Un 13,3% de las bellotas de *Quercus petraea* fueron consumidas *in situ* frente a un 12,5% para *Quercus pyrenaica*, lo que refleja la importancia del desplazamiento de las semillas de su fuente de origen, contribuyendo a la dispersión a larga distancia. La dirección preferencial de desplazamiento de bellotas por parte de los micromamíferos fue a favor de la gravedad, aunque los micromamíferos son capaces de transportar las semillas pendiente arriba, incluso las de mayor tamaño. El 45% de las bellotas

extraídas bajo el suelo fueron desplazadas por segunda vez (diplocoria), lo que ha de tenerse en cuenta en el análisis del posible destino final de la semilla.

Las densidades estimadas en las parcelas “RoblesI” y “Hayas” fueron muy similares (16,05 y 14,04 ind/ha respectivamente). Nuevos censos han mostrado densidades parecidas para los diferentes hábitats, siendo estas densidades de *Apodemus sylvaticus* superiores a otros bosques mediterráneos compuestos por otras especies del género *Quercus*. Se detectó un mayor número de machos (proporción 2:1) durante los censos de primavera (mayor actividad de éstos en la época reproductora), con un 35% de la población adulta, lo que implica que la población censada se ha estado reproduciendo al menos desde finales del invierno.

## 7. Bibliografía

BOSSEMA, I. 1979. Jays and Oaks: an eco-ethological study of a symbiosis. *Behaviour* 70, 1-117.

BRAUN-BLANQUET, J., 1951. *Pflanzensoziologie*. Springer, Vienne.

CASTIÉN, E.; GOSÁLBEZ, J. 2001. Pequeños mamíferos forestales: influencia de las actividades forestales sobre las comunidades de Insectívoros y Roedores. Pp 353-364. En: CAMPODRON, J; PLANA, E. (eds.). Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: su aplicación en la fauna vertebrada. Edicions de la Universitat de Barcelona. Barcelona.

CHETTELBURGH, M.R. 1952. Observations on the collection and burial of acorns by jays in Hainault Forest. *British Birds* 45, 359-364.

CRAWLEY, M.J., LONG C.R. 1995. Alternate bearing, predator satiation and seedling recruitment in *Quercus robur* L. *Journal of Ecology* 83, 683-696.

DELANY, M.J. 1981. *Ecología de los micromamíferos*. Ediciones Omega. Barcelona.

DEN OUDEN, J.; JANSEN P.A.; SMIT, R. 2005. Jays, Mice and Oaks: Predation and Dispersal of *Quercus robur* and *Q.petraea* in North-western Europe. En: FORGET, P.-M.; LAMBERT J.; HULME, P.; VANDER WALL, S. (eds). Seed fate. CABI Publishing. Wallingford

FERNÁNDEZ, F.A.; EVANS, P.R.; DUNSTONE, N. 1996. Population dynamics of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae) in a Sitka spruce successional mosaic. *Journal of Zoology* 239, 717-730.

GOMEZ, J.M., 2003. Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape. *Ecography*, 26(5): 573-584.

GURNELL, J.; FLOWERDEW, J.R. 2006. Live trapping small mammals; A practical guide. 4<sup>th</sup> Edition. *Mammalogy Society Occasional Publications*. London 3, 1-39.

HERRERA, J. 1995. Acorn predation and seedling production in a low-density population of cork oak (*Quercus suber* L.). *Forest Ecology and Management* 76, 197-201.

- HULME, P.E., 1996. Natural regeneration of yew (*Taxus baccata* L.): microsite, seed or herbivore limitation. *Journal of Ecology*. 84, 853-861.
- JENKINS, S.H.; PETERS, R.A. 1992. Spatial patterns of food storage by Merriam's kangaroo rats. *Behavioral Ecology* 3, 60-65.
- JENSEN P.A.; NIELSEN O.F. 1986. Rodents as seed dispersers in a heath-oak wood succession. *Oecologia* 70, 214-221.
- JORDANO, P.; HERRERA, C.M. 1995. Shuffling the offspring: Uncoupling and spatial discordance of multiple stages in vertebrate seed dispersal. *Écoscience* 2: 465-492.
- KERLEY, G. I. H.; ERASMUS, T. 1991. What do mice select for in seeds? *Oecologia* 86, 261-267.
- KOLLMANN, J.; SCHILL, H.P. 1996. Spatial patterns of dispersal, seed predation and germinating during colonization of abandoned grasslands by *Quercus petraea* and *Corylus avellana*. *Vegetatio* 125, 193-205.
- MUÑOZ, A.; BONAL, R. 2008. Are you strong enough to carry that seed? Seed size/body size ratios influence seed choice by rodents. *Animal behavior* 76, 709-715.
- NATHAN, R.; MULLER-LANDAU, H.C. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution*, 15 (7): 278-285.
- OHSAWA, T.; TSUDA Y.; SAITO Y.; SAWADA, H.; IDE Y. 2007. Steep slopes promotes downhill dispersal of *Quercus crispula* seeds and weaken the fire-scale genetic structure of seedling population. *Annals of Forest Science* 64, 405-412.
- OVINGTON, J.D.; MURRAY, G. 1964. Determination of acorn fall. *Quarterly Journal of Forestry* 58, 152-159.
- PÉREZ-RAMOS, I.M. 2006. Factores que condicionan la regeneración natural de especies leñosas en un bosque mediterráneo del sur de la península Ibérica. Tesis doctoral inédita. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- PÉREZ-RAMOS, I.M.; MARAÑÓN, T. 2008 Factors affecting post-dispersal seed predation in two coexisting oak species: importance of microhabitat, burial and exclusion of large herbivores. *Forest Ecology and Management* 255, 3506-3514.
- PONS, J.; PAUSAS, J.G. 2007. Acorn dispersal by radio-tracking. *Oecologia* 153, 903-911.
- PULIDO, F. J., 2002. Ecología reproductiva y conservación: el caso de la regeneración en bosques de roble (*Quercus spp.*). *Revista Chilena de Historia natural* 75, 5-15.
- PURROY, J.; VARELA, J.M. 2003. *Guía de los mamíferos de España. Península, Baleares y Canarias*. Ediciones Lynx. Barcelona



SCHEMSKE, D.W.; HUSBAND, B.C.; RUCKELSHAUA, M.H.; GOODWILLIE, C.; PARKER, I.M.; BISHOP, J.G. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75, 584-606.

SCHUPP, E.W. 1995. Seed seedling conflicts, habitat choice and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* 82, 339-409.

SORK, V.L. 1984. Examination of seed dispersal and survival in red oak, *Quercus rubra* (Fagaceae), using metal-tagged acorns. *Ecology* 65, 1020-1022.

TELLERÍA, J. L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Editorial Raíces. Madrid

TORRE, I.; ARRIZABALAGA, A.; DÍAZ, M. 2002. Ratón de campo (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758). *Galemys* 14 (2), 1-26.

VALBUENA-CARABAÑA, M.; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S.C.; HARDY, O.J.; GIL, L., 2007. Fine-scale spatial genetic structure in mixed oak stands with different levels of hybridization. *Molecular Ecology* 16, 1207-1219.

VANDER WALL, S.B. 1990. *Food Hoarding in Animals*. University of Chicago Press. Chicago, Illinois.

XIAO, Z.; ZHANG, Z.; WANG, Y. 2005. Effects of seed size on dispersal distance in five rodent-dispersed fagaceous species. *Acta Oecologica* 28, 221-229.

