

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal



ESTUDIO DE LA SELECCIÓN Y DESPLAZAMIENTO DE BELLOTAS POR ROEDORES BAJO
DIFERENTES CONDICIONES LUMÍNICAS Y DE MICROHÁBITAT: IMPLICACIONES EN EL
REGENERADO NATURAL DEL GÉNERO *QUERCUS*.

Trabajo Fin de Carrera

Autora: Rocío González Barrio

Tutora: Inés González Doncel

Director: Ramón Perea García-Calvo

Marzo 2012

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar me gustaría agradecer a Inés González Doncel, tutora, y a Ramón Perea García-Calvo, director de proyecto, toda la ayuda que me han prestado durante el tiempo que ha durado el presente estudio.

En segundo lugar, agradecer al departamento de Silvopascicultura de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes todo el equipo material, logístico y personal necesario para la realización de los experimentos. Gracias a Chechu, técnico de laboratorio, y a Eduardo, compañero de carrera, por su inestimable ayuda. También agradecer al vivero “El Serranillo” (Guadalajara) el suministro de parte de las bellotas que hemos necesitado.

Por último, mis más profundos agradecimientos a familiares y amigos, que me han ayudado estando ahí siempre. Y no quiero olvidarme de Alberto, al que doy las gracias por ser mi refugio.

RESUMEN

Tras la caída anual, las bellotas son seleccionadas y recolectadas por diversos grupos de animales como aves frugívoras (arrendajo), micromamíferos (ratones) o incluso insectos (*Thorectes lusitanicus*). Los roedores son los micromamíferos que hacen el mayor acopio de estas semillas para su posterior almacenaje en distintos lugares. Si el animal muere o se olvida de dichos puntos de almacenamiento, las bellotas quedan abandonadas en su escondite, pudiendo germinar, si las condiciones son adecuadas, dando lugar a nuevas plantas. El comportamiento dispersor de algunas especies animales es capaz de determinar la ubicación espacial de los nuevos brotales y favorecer unas especies frente a otras.

La dispersión de semillas, por parte de la fauna, es una actividad muy importante en la perpetuación de las masas forestales, sobre todo, en las del género *Quercus*. Estas especies, al poseer semillas de tipo recalcitrante, necesitan que la dispersión y el enterramiento de sus semillas se hagan lo más rápido posible. De lo contrario, las bellotas se exponen a la inevitable pérdida de viabilidad por desecación o depredación.

La falta de información acerca del fenómeno de la dispersión y, sobre todo, de la selección, es lo que nos lleva a plantear el presente Trabajo Final de Carrera. Este estudio se centra en la actividad de selección y acopio de bellotas por parte de pequeños roedores, en concreto el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*), que se ha demostrado como la principal especie dispersora de bellotas en la zona de estudio. La prioridad de este trabajo ha sido estudiar la influencia de ciertos factores ambientales (luminosidad lunar y disponibilidad de refugio para el roedor) en el fenómeno de selección.

Se tomaron datos bajo diferentes condiciones de luminosidad lunar (luna llena y luna nueva) y de disponibilidad de refugio (bajo cobertura de matorral y sin cobertura). La zona de estudio se ubicó en el Hayedo de Montejo, Madrid. La razón de la elección de este lugar fue la existencia de estudios genéticos llevados a cabo en él que revelaron largos y curiosos movimientos de semillas, que sólo podían ser fruto de una contribución de la fauna dispersora.

El método utilizado para el seguimiento de la actividad del ratón fue el de foto-trampeo (grabaciones en vídeo). Para la estimación de la densidad de población de roedores en el área de estudio se llevó a cabo trampeo de captura en vivo simultáneo al video-seguimiento.

Se ha observado que factores medioambientales tales como la luminosidad lunar y la presencia de refugio influyen en la actividad dispersora del ratón de campo, tanto en la selección de bellotas como en el desplazamiento de las mismas. El animal es más activo en condiciones de poca luminosidad y bajo la cobertura de matorral (que actúa como refugio), aunque en condiciones inversas, en fase de luna llena y al raso (la peor situación para el roedor frente a depredadores), su actividad no se anula por completo; ésta se concentra en los dos momentos de mayor oscuridad (antes de la salida y después de la puesta de la luna).

Se comprobó que ambos factores ambientales, luminosidad y microhábitat, influyen en los patrones temporales de movimiento de las semillas, pero no con la misma intensidad. Mientras que en microhábitats cubiertos (con matorral) la fase lunar apenas tiene influencia en los tiempos de movilización de las bellotas, en microhábitats abiertos (sin matorral) tiene gran importancia, disminuyendo éstos con el aumento de luminosidad.

Para la selección de bellotas ocurre lo mismo, la luminosidad lunar sólo tiene importancia si el microhábitat es abierto. Los tiempos de manejo y selección fueron menores en los microhábitats abiertos comparados con los cubiertos. Bajo la cubierta de matorral, el riesgo de ser depredado por otro animal es menor para el ratón, independientemente de la fase lunar, por lo tanto, el cuidado y tiempo dedicado a la selección de las bellotas no difiere según la fase lunar. En cambio, en microhábitats abiertos, el incremento de luminosidad conlleva un aumento importante del riesgo de depredación, por lo que la selección será más rápida e improvisada.

Respecto a la selección de bellotas por su especie, se ha podido observar que hay una preferencia diferente sólo en microhábitats de claro, donde influye la fase lunar, pero no en microhábitats de matorral, donde la luminosidad lunar parece no tener tanta

importancia. Las especies preferidas, en todos los casos, fueron *Q. ilex*, *Q. faginea* y *Q. suber*, especies que contienen menor porcentaje de taninos en la cáscara de la bellota. Hubo un claro rechazo de las bellotas de *Q. coccifera*, especie con mayor concentración de taninos que las anteriores. La predilección de los roedores por unas especies en lugar de otras podría explicarse por la diferente concentración de sustancias químicas en la semilla. Por ejemplo, los taninos son compuestos que tienen propiedades antioxidantes, astringentes y antiinflamatorias, pero son amargos y desecan las mucosas de la boca al comerlos. En general, son toxinas y se les considera una sustancia antinutritiva, así pues, las especies con menos concentración de este tipo de sustancias serán, por lo general, preferidas por los roedores.

Si nos referimos a la selección por tamaño, bajo cubierta de matorral se escogen más bellotas grandes que en claro. Esto se explicaría porque los ratones pueden dedicar más tiempo y energía para su traslado sin correr demasiados riesgos. Básicamente, la especie predomina sobre el tamaño como factor determinante en la selección.

La implicación ecológica de esta preferencia es que la composición específica de las masas mixtas de *Quercus* está determinada, en gran medida, por el comportamiento selectivo-dispersor de pequeños mamíferos como el ratón de campo. La preferencia del tamaño grande frente al pequeño también tiene sus implicaciones, ya que al almacenar las grandes y comerse *in situ* las pequeñas, aumentan las probabilidades de germinación y supervivencia de las bellotas olvidadas (generalmente grandes), pues el tamaño está íntimamente relacionado con la probabilidad de germinación y supervivencia en los primeros años de la plántula.

La actividad de los roedores adquiere gran relevancia si nos fijamos en su área de actuación. El ratón de campo tiene un amplio abanico de hábitats y un área de distribución muy extensa, prácticamente por toda la península Ibérica y Europa central, lo que hace que su actividad selectiva-dispersora adquiera más importancia de la que, a priori, podríamos darle. Estamos hablando de casi todas las masas mixtas de *Quercus* de la Península y parte de Europa.

ÍNDICE

1. Introducción	1
1.1 Marco conceptual	1
1.1.1. La regeneración natural de especies vegetales	1
1.1.2. La selección en el proceso de dispersión de semillas	3
1.2 Estudios anteriores de dispersión, selección de semillas e influencia de factores ambientales	10
1.3 Justificación e importancia del estudio	11
2. Objetivos	13
2.1. Objetivos generales	13
2.2. Objetivos específicos	13
3. Material y métodos	15
3.1. Área de estudio	15
3.1.1. Localización del área de estudio	15
3.1.2. Localización de la zona de estudio	16
3.1.3. Evolución y protección del área de estudio	18
3.1.4. Climatología del área de estudio	23
3.1.5. Litología y suelos del área de estudio	25
3.1.6. Vegetación del área de estudio	27
3.1.7. Fauna del área de estudio	29
3.2. Especies de estudio	32
3.2.1. El género <i>Quercus</i>	32
3.2.1.1. Clasificación taxonómica y descripción botánica	32
3.2.1.2. Distribución	34
3.2.1.3. Estación	35
3.2.1.4. Fenología	36
3.2.1.5. Tratamientos selvícolas y aplicaciones	37
3.2.1.6. Las bellotas y su germinación	38
3.2.2. El ratón de campo (<i>Apodemus sylvaticus</i>)	42

3.2.2.1.	Clasificación taxonómica y descripción morfológica	42
3.2.2.2.	Distribución	44
3.2.2.3.	Hábitat	45
3.2.2.4.	Biología	47
3.2.2.5.	Alimentación	48
3.2.2.6.	Dinámica Poblacional	48
3.2.2.7.	Patrones de actividad	49
3.2.2.8.	Hábitos y costumbres	50
3.2.2.9.	Importancia del ratón de campo	50
3.3.	Metodología y diseño experimental	52
3.3.1.	Experimento de selección y movilización de bellotas bajo diferentes condiciones de luminosidad y cobertura vegetal	53
3.3.1.1.	Obtención, selección, preparación y almacenamiento de las bellotas	54
3.3.1.2.	Diseño experimental del foto-trampeo	56
3.3.1.3.	Cronología y seguimiento de los ensayos del fototrampeo	58
3.3.1.4.	Material utilizado para el foto-trampeo	60
3.3.1.4.1.	Cámaras de video	60
3.3.1.4.2.	Las mallas metálicas	61
3.3.1.5.	Obtención de datos del experimento del foto-trampeo	62
3.3.2.	Trampeo de micromamíferos	63
3.3.2.1.	Diseño experimental del trampeo de micromamíferos ...	63
3.3.2.2.	Cronología del trampeo de micromamíferos	67
3.3.2.3.	Material utilizado para el trampeo de micromamíferos.	67
3.3.2.3.1.	Trampas de captura en vivo	67
3.3.2.3.2.	Material de toma de datos de las capturas	68

4. Análisis estadístico de datos	69
4.1 Experimento de captura de micromamíferos	69
4.2 Experimento de movilización y selección de bellotas	69
5. Resultados	73
5.1 Experimento de captura de micromamíferos	73
5.2 Experimento de movilización y selección de bellotas	74
5.2.1 Actividad de los roedores	74
5.2.2 Tasas de movilización de bellotas	77
5.2.3 Patrones temporales de movilización y selección de bellotas	78
5.2.4 Selección de bellotas	79
6. Discusión	81
6.1 Actividad de los roedores	81
6.2 Patrones temporales de movilización y selección de bellotas	82
6.3 Selección de bellotas	83
6.4 Implicaciones de la selección de bellotas en la regeneración y composición de las masas de <i>Quercus</i>	84
7. Conclusiones	87
8. Bibliografía	89
8.1. Referencias Bibliográficas	89
8.2. Enlaces de internet utilizados	104
9. Anexo fotográfico.....	106

1. INTRODUCCIÓN.

1.1 Marco conceptual.

1.1.1. La regeneración natural de especies vegetales.

Para que una masa forestal permanezca presente en un ecosistema es necesario que la regeneración natural de sus especies vegetales esté garantizada. Ello no sólo implica una abundante generación de semilla por parte de los individuos adultos, sino también una participación activa de la fauna silvestre en su manejo. Una estrecha relación une a agentes bióticos, como consumidores/diseminadores de semillas, y agentes abióticos, como las condiciones ambientales de la zona, formando una compleja trama cuyos efectos repercuten de forma directa en la probabilidad de regeneración de la población de plantas.

El proceso dinámico por el cual se incorporan nuevos individuos a la población adulta de manera que se compensan las pérdidas debidas a la mortandad natural, es conocido como “regeneración natural” (Harper, 1977).

La generalidad del término anterior nos obliga a concretar más. La regeneración de cualquier especie vegetal se debe considerar como una serie concatenada de procesos, cada uno de los cuales puede influir decisivamente en el resultado final (Schemske *et al.*, 1994), cuyo éxito depende del cumplimiento conjunto y sucesivo de las diferentes etapas que lo constituyen, de modo que el fallo de un solo eslabón de la cadena puede significar el fracaso en el proceso de regeneración (Jordano y Herrera, 1995; Figura 1.1.).

La incorporación de nuevos individuos depende, sobre todo, de los modos de reproducción con que cuenta la planta; bien por vía sexual (por semilla), o por vía asexual (por brotación de cepa y/o raíz). Ésta última no es común a todas las especies vegetales pero sí a muchas especies del género *Quercus*, por lo que en adelante, con el término regeneración sólo nos referiremos a la reproducción por medio de semilla.

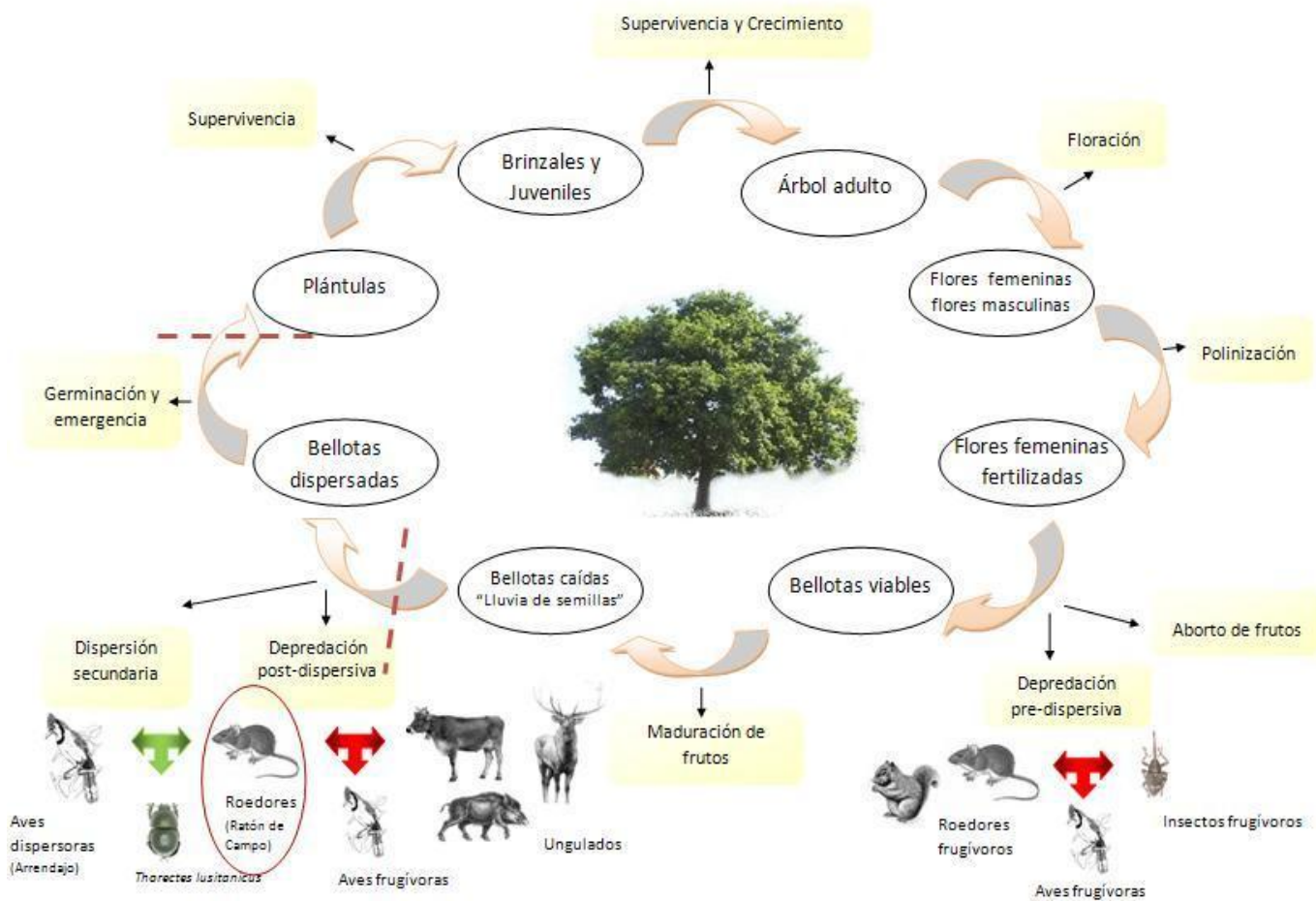


Figura 1.1. Ciclo de regeneración natural de las especies del género *Quercus*. Entre las líneas granate discontinuas se indican las etapas donde se centra el estudio. Dentro del círculo granate se indica la especie animal de estudio.

La incorporación de brinzales está condicionada por factores bióticos y abióticos que pueden provocar un importante número de pérdidas en el número potencial de individuos nuevos (Jordano y Herrera, 1995). La cantidad de semilla producida y dispersada, la disponibilidad de micrositios favorables para la germinación y establecimiento de plántulas, además de la actividad de animales dispersores de semillas y de consumidores de plántulas pueden influir en las interfases del proceso de regeneración (Schupp, 1995, Hulme, 1996). Otros factores ambientales como la luminosidad lunar y la disponibilidad de

refugio también podrían influir en el ciclo de la regeneración, incluso de manera más directa, condicionando la propia fase de dispersión secundaria. Al afectar a la actividad de los dispersores, esto podría hacer que el ciclo de la regeneración se rompiera. También, el efecto sinérgico de varios factores limitantes puede causar la ruptura del ciclo (Crawley y Long, 1995; Hulme, 1996).

1.1.2. La selección en el proceso de dispersión de semillas.

La selección y el desplazamiento de las semillas son etapas importantes del proceso de dispersión por parte de la fauna. Se conoce como dispersión, al conjunto de movimientos que sufre la semilla desde el árbol fuente hasta el lugar donde finalmente se instala (Gil *et al.*, 2010). Así la selección de semillas y su posterior desplazamiento determinará qué semillas serán susceptibles de ser dispersadas a cierta distancia del árbol madre.

Las bellotas son semillas recalcitrantes que, debido a su capacidad nutricional, son un magnífico reclamo para la mayor parte de la fauna frugívora; pero también son muy vulnerables frente a daños bióticos (predación y pudrición por hongos) y a la deshidratación (Lambert, 2002). Para evitar ambos peligros deben ser enterradas lo más pronto posible, y por ello, es necesaria una rápida selección entre todas las disponibles. Así pues, las semillas preferidas por los dispersores tendrán mayor probabilidad de sobrevivir en comparación con las no preferidas (Perea *et al.*, 2011a). Algunas de ellas serán consumidas totalmente por el animal pero otras, un porcentaje muy pequeño, escapará a este destino quedando olvidadas en su escondite bajo condiciones propicias para su posterior germinación (Pulido y Díaz, 2005; Gómez *et al.*, 2008; Perea *et al.*, 2011b).

La nueva planta depende de su localización dentro del bosque para poder desarrollarse en buenas condiciones. La distribución espacial de propágulos y plántulas, incluida la propia "lluvia de semillas", puede alterar sus probabilidades de supervivencia (Callaway, 1992; Ribbens *et al.*, 1994; Crawley y Long, 1995; Rey y Alcántara, 2000). Así pues, no es descabellado pensar que la conducta dispersora de algunas especies animales es la

causante del incremento de dicha probabilidad (Soné y Kohno, 1996; Vander Wall, 2001; Gómez *et al.*, 2008; Perea *et al.* 2011b).

Estudios genéticos realizados en el área de estudio, el Hayedo de Montejo, revelan la importancia de la fauna en este ámbito. Al encontrarse curiosas localizaciones de los nuevos brinzales de roble, a grandes distancias e incluso pendiente arriba respecto de la planta madre, no cabe duda de que estos movimientos son el fruto de la actividad dispersora animal, fundamental para la regeneración natural de estas especies forestales (Valbuena- Carabaña *et al.*, 2005).

Para predecir la dinámica del bosque, se debe conocer tanto los patrones espaciales de regeneración como los factores bióticos y abióticos que la limitan (Jordano y Herrera, 1995; Schupp y Fuentes, 1995). También es necesario conocer todo lo relacionado con las especies animales dispersoras así como la coevolución de las especies implicadas y la preferencia de ciertas especies en la selección de semillas (Perea, 2008).

El ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) es la principal especie dispersora de bellotas en el área de estudio (Perea *et al.*, 2011a). En menor medida, tenemos el arrendajo (*Garrulus glandarius*), el carbonero común (*Parus major*) y el trepador azul (*Sitta europaea*). Estas conclusiones han sido obtenidas tras el foto-trampeo y la captura en vivo (Perea *et al.*, 2011b).

El ratón, igual que cualquier otro animal, necesita unas mínimas condiciones de seguridad para desarrollar adecuadamente su actividad alimentaria. El patrón de movimiento de los depredadores/dispersores está claramente influenciado por la preferencia de determinados microhábitats (Jordano y Schupp, 2000). Es obvio que ante niveles altos de luminosidad aumenta el riesgo de depredación de los roedores por otros animales, por eso se reduce la actividad de los primeros bajo esas condiciones (Blair, 1943; Kaufman, 1982; Kolter, 1984; Travers *et al.*, 1988; Díaz, 1992; Bowers *et al.*, 1993; Kolter *et al.*, 2010). Los roedores eligen ciertos microhábitat (donde el riesgo es menor) para seleccionar y alimentarse con mayor seguridad (Sih, 1980; Kolter *et al.*, 1994; Kolter *et al.*,













2002; Díaz *et al.*, 2005). La cobertura de los arbustos es un refugio común donde los roedores se encuentran protegidos (Manson y Stiles, 1998; Perea *et al.*, 2011a).

La actividad dispersora del ratón de campo tiene más importancia de la que podríamos otorgarle en un principio. Debido a la extensa distribución de su hábitat (por toda la península Ibérica y Europa en general) su actuación no sólo tiene un efecto local; éste puede llegar a escala de paisaje (Puerta-Piñero *et al.*, 2008). La actividad selectiva del ratón adquiere gran importancia cuando hablamos de masas mixtas, pues con la selección de bellotas se favorece la regeneración de unas especie frente a otras.

“La masa mixta” es una formación vegetal pluriespecífica, de dos o más especies de porte arbóreo entremezcladas, donde ninguna de ellas representa más del 90% de la formación (Madrigal, 1994). Éste es el tipo de bosque donde podemos encontrar a la mayoría de las especies del género *Quercus* de la península Ibérica (incluidas las del Hayedo de Montejo) (Tabla 1.). De ahí la relevancia del comportamiento dispersor del ratón de campo.

En estas masas es muy común la mezcla de bellotas de varias especies competidoras. Por ello, la selección de semillas por parte de los ratones es determinante en la supervivencia y evolución de una especie frente a otra. Dicha selección marcará la dinámica y la composición específica de las masas forestales ya establecidas, además de determinar la colonización de nuevas áreas.

Tabla 1. Distribución de las especies de estudio del género *Quercus* en la península Ibérica. Los mapas de distribución están basados (con modificaciones) en Rivas-Martínez y Sáenz Lain (1991). Los solapamientos son inevitables y dan lugar a las masas mixtas de *Quercus* con dos o más especies. En la tabla se ven algunos ejemplos de masas mixtas en la península Ibérica, pero no todos. Los mapas de solapamiento son de creación propia basados en los mapas de distribución que se muestran.

Especie	Hábitat en P.I.	Mapa de distribución	Ej: solapamiento de especies en P.I.
Q. robur L.	Robledal mixto oceánicos. Sustratos faltos de cal. Soporta frío pero no la sequía estival. Clima húmedo oceánico. Desde 0 m hasta 1300 m de altitud. Hibrida fácilmente con <i>Q. petraea</i> .		
Q. petraea L.	Robledal mixto de ladera. Todo tipo de sustratos. Soporta frío pero no la sequía estival. Clima húmedo oceánico. Desde 300 m hasta 1500m de altitud, en Sierra Valdemeca llega a 1800 m.		
Q. pyrenaica W.	Melojar o bosque mixto de ladera. Todo tipo de sustratos, mejor silíceos. Soporta heladas y sequías estivales, clima continental. Desde 400 m hasta 1600 m de altitud, en Sierra Nevada llega a 2100 m.		
Q. faginea L. ■ Sub. faginea ■ Sub. broteroi ■ mezcla	Bosque de clima submediterráneo. Todo tipo de sustratos. Soporta bien el frío y la sequía estival. Clima continental. Desde 200 m hasta lo 1500 m de altitud, en el sur puede llegar a 1900 m.		
Q. ilex L. ■ Sub. ilex ■ Sub. ballota ■ mezcla	Bosque esclerófilo mediterráneo. Todo tipo de sustratos. Soporta fuertes sequías estivales y climas continentales. Desde 0 m hasta 1400 m de altitud, en solana porte arbustivo hasta 2000 m.		
Q. suber L.	Bosque esclerófilo mediterráneo. Sustrato faltar de cal. No soporta el frío intenso, clima suavizado por influencia del mar, húmedos. Desde 0 m hasta 1200m de altitud, en Granada hasta 1500 m.		
Q. coccifera L.	Coscojar y Garriga. Todo tipo de sustratos. Soporta fuertes sequías estivales y climas cálidos. Desde 0 m hasta 1200 m de altitud, en solana aún más.		

En nuestro caso, las dos especies de *Quercus* que conviven en la zona de estudio (*Q. pyrenaica* y *Q. petraea*), son muy parecidas entre sí. El concepto de “nicho de regeneración” nos ayuda a explicar la coexistencia de especies muy parecidas en el mismo lugar. Esto sucede gracias a que, aunque estas especies compitan por los mismos recursos básicos, presentan distintos requerimientos para su regeneración (exigencias en el micrositio, tolerancia a la sombra, humedad, etc.; Grubb, 1977). Ambas tienen las semillas muy similares por lo que las diferencias fenológicas existentes entre ellas pueden intervenir en la preferencia de los roedores, produciendo cambios en las pautas de dispersión (Vander Wall, 2001; Xiao *et al.*, 2005). El tamaño de la bellota, su composición química y la diferencia en el momento de la caída anual (las de *Q. petraea* maduran y caen antes) son, entre otras, las características específicas que pueden influir en la selección de semillas, pero también hay que tener en cuenta la variedad de la oferta disponible en el bosque, ya que ésta también puede influir.

La morfología y el peso de la bellota tienen una fuerte componente genética, pero también depende del clima y de características edafológicas de la zona (Afzal-Rafii, 1992; Leiva y Fernández-Ales, 1998). Respecto al peso de la bellota, éste varía con la humedad ambiental, las plagas, las heladas, las condiciones medioambientales o el manejo de la explotación (López-Carrasco *et al.*, 2004). Respecto a su composición nutritiva, las bellotas siguen madurando tras la caída del árbol. Además, la germinación, la desecación, el ataque de parásitos y la putrefacción son fenómenos que van a provocar la modificación de dicha composición (Almeida *et al.*, 1992; Fernández *et al.*, 2004; López-Carrasco *et al.*, 2005; Carbonero *et al.*, 2006). La baja concentración de sustancias desagradables para el roedor pueden influir en su preferencia por ciertas especies (Perea *et al.*, 2011a). Por ejemplo, la cáscara de la bellota es rica en taninos y lignina, lo que afecta a sus digestibilidad (Rodríguez-Estévez *et al.*, 2008). Una especie de bellota con baja concentración de taninos en la cáscara podría ser elegida frente a otra con mayor concentración.

Estas características, intrínsecas a la bellota, que determinan la elección por parte de los roedores no están del todo claras. Unos autores creen que el factor determinante es el

tamaño, siendo preferido el grande frente al pequeño, por contener más propiedades nutricionales (Steele *et al.*, 1996; Pons y Pausas, 2007; Perez-Ramos *et al.*, 2008; Wang y Cheng, 2008; Perea *et al.*, 2011a). Otros afirman que es debida a la composición de sustancias nutritivas como aceites, taninos y fenoles, diferente para cada especie (Jazen, 1971; Afzal-Rafii *et al.*, 1992; Cantos *et al.*, 2003; Canellas y San Miguel, 2003). Estudios como el de Zhang *et al.* (2008b) y Chang *et al.* (2009) afirman que los micromamíferos prefieren consumir las bellotas de menor tamaño en el lugar de aprovisionamiento y hacer acopio de las más grandes para ser consumidas posteriormente. Además, Cheng y Zhang (2011) incluyen el estado sanitario de la semilla. Estos autores fijan los defectos en la cáscara de la bellota y la relación tamaño/peso baja (por ejemplo por mal estado sanitario de la bellota), como factores determinantes en la selección. También existen autores que le otorgan más importancia a la relación tamaño/peso que a la concentración de sustancias nutritivas de las semillas (Wang y Chen, 2009). El tamaño y el peso de la bellota están íntimamente relacionados con la nascencia y el tamaño de la planta a la que dará lugar una vez germinada la bellota; a mayor tamaño y peso mejores probabilidades de germinación y supervivencia de la plántula (Carrasco *et al.*, 1995). En todo caso, la selección de bellotas por el tamaño es aún un tema controvertido.

Todos estos factores (especie, morfología y peso) son importantes pero también lo es el entorno del animal. Éste puede influir e incluso modificar dicha selección. Un ejemplo de influencia medioambiental es la variación de luminosidad a lo largo del día en los sotobosques. Los sotobosques mediterráneos sufren cambios espectrales importantes en la luz que reciben del sol; estos cambios afectan a las decisiones de los animales porque varían los colores y las sombras de los objetos que les ayudan a ubicarse y elegir (flores, frutos, huéspedes, presas...) (Valladares, 2004). Otro ejemplo es la amenaza que suponen los depredadores naturales sobre los dispersores de semillas. Los ratones muestran cambios en el comportamiento alimenticio (cambios espaciales y temporales) como respuesta a la presencia de ginetas, pues existe un “juego” de cautela y temor entre los roedores y sus depredadores (Díaz *et al.*, 2005).

Aunque el comportamiento selectivo del ratón ha sido poco estudiado, ya podemos decir que la habilidad de estos micromamíferos para seleccionar semillas de diferentes tipos es un comportamiento aprendido, basado en la experiencia particular de cada individuo y no es, por tanto, algo innato (Muñoz y Bonal, 2008).

Las especies potencialmente dispersoras de semillas también son una importante fuente de depredación de semillas forestales, sobre todo en los años de escasa producción (Sork, 1984). Hay estudios que confirman el intenso consumo por parte de la fauna. El trabajo de Gómez (2003) afirma que apenas un 4% de la cosecha sobrevive a la predación. Pero también existen estudios que sostienen que el verdadero factor limitante de la regeneración es la producción inicial de semillas viables (Jordano, 1989; Kelly, 1994; Verdú *et al.*, 2002). El hecho es que una alta proporción de árboles proviene de semillas que tras el almacenamiento por la fauna no fueron recuperadas (Vander Wall 1990, Kollman y Schill 1996, Valbuena-Carabañas *et al.*, 2005).

El efecto de la predación parcial de las semillas por parte del ratón no es un grave problema para la germinación. Las bellotas parcialmente consumidas tienen las mismas posibilidades de germinación siempre que la bellota se encuentre en las condiciones idóneas para germinar y la mordedura no afecte al embrión. El tamaño de la bellota es la característica que hace que la predación sea considerada en parte como un factor coevolutivo. Así, semillas de mayor tamaño saciarían más fácilmente al predador pudiendo dejar intacta la parte del embrión, lo que permitirá la posterior germinación (Perea *et al.*, 2011b).

En noches despejadas, donde el incremento de luz por la luna es muy patente, el mayor consumo de bellotas se produce bajo cobertura del matorral, pero en noches oscuras, los ratones se relajan y amplían sus zonas de búsqueda de alimento (Taylor, 1988; Díaz, 1992). Un mosaico de matorral y claro permite que éstos dejen algunas semillas enterradas en claro, que puede que no sean encontradas por una menor actividad del ratón en esas zonas (Perea *et al.*, 2011b). Parece que la falta de regeneración natural de

los encinares adehesados se debe a la falta de matorrales que puedan servir como refugio a los ratones (Pulido *et al.*, 2001; Pulido y Díaz, 2002, 2005).

1.2. Estudios anteriores de dispersión, selección de semillas e influencia de factores ambientales.

Históricamente, el estudio de la dispersión de una especie forestal dentro de su área de distribución ha sido una materia pendiente para la comunidad científica. La fase de acopio y selección de semillas es prácticamente desconocida, pero lo es más la influencia de factores ambientales en dicha actividad. Por lo tanto podemos afirmar que no hay apenas antecedentes sobre el estudio de la selección de semillas por parte de los ratones de campo ni de la influencia de factores ambientales, como la luminosidad y la presencia de refugio, en dicha selección.

Aunque a lo largo del tiempo han aparecido numerosos trabajos sobre la dispersión de semillas, por ejemplo, Forget (1990), Hulme (1996) o Jordano *et al.* (2000), entre otros, casi todos se han centrado en la dispersión primaria (“lluvia de semillas”), sin que apenas existan los relativos a la dispersión secundaria y mucho menos a la selección de semillas y sus factores de influencia.

El primer trabajo “La dispersión de las plantas por el mundo” (Ridley, 1930) se centraba solamente en el movimiento de la semilla desde la planta origen hasta su deposición sobre el terreno (dispersión primaria). En los años 60, con los trabajos de Harper, en 1967 y Janzen, en 1969, se descubrió que la selección natural es un factor presente en todo el ciclo de vida de la planta por lo que era necesario conocer todas las etapas intermedias entre la producción y la germinación de una semilla. En la década de los 80, trabajos como los de Jordano (1982), Herrera (1984) y Guitián (1989), ya incluían la actividad dispersora de la fauna, pero se centraban, sobre todo, en la dispersión de frutos por aves frugívoras y no incluían la posible selección. En los 90 la tendencia continúa, y así, surgen los primeros trabajos de predación y dispersión de bellotas de *Quercus* esclerófilos (Herrera, 1995; Santos, 1997).

No es hasta la década del 2000 donde los trabajos incluyen el estudio de la selección en la dispersión de semillas. Los trabajos que tienen en consideración los efectos simultáneos de factores ambientales sobre la recolección de semillas son los de Jordano (1995), Alcántara *et al.* (2000) y Rey y Manzaneda (2007). Usando técnicas más modernas, como la grabación en video, Pons y Pausas (2007), estudiaron la selección de bellotas de cuatro especies de *Quercus* por parte del arrendajo. También los mismos autores usaron el radio-tracking para el estudio de la selección de bellotas de *Q. ilex* y *Q. suber*.

Posteriormente surgieron estudios que determinaron los factores de discriminación en la selección de las semillas como, por ejemplo: el tamaño (Pérez-Ramos *et al.*, 2008; Zhang *et al.*, 2008b; Wang y Chen, 2009; Chang *et al.*, 2009), la concentración de sustancias nutritivas en la semilla (Jazen, 1971; Afzal-Rafii *et al.*, 1992; Cantos *et al.*, 2003; Canellas y San Miguel, 2003), la relación entre el peso y la concentración de sustancias nutritivas (Steele *et al.*, 1996; Pons y Pausas, 2007; Wang y Cheng, 2008, Perea *et al.*, 2011), el estado sanitario (Cheng y Zhang, 2011) y factores ambientales, como luminosidad diurna (Valladares, 2004) o la amenaza de depredadores (Díaz *et al.*, 2005).

Otros trabajos se centran en aspectos como el aprendizaje de los ratones para la selección de las mejores bellotas (Muñoz y Bonal, 2008), la actividad sembradora de los roedores (Fedriani y Delibes, 2008), la escala real de actuación del ratón de campo (Puerta-Piñero *et al.*, 2008), la vecería y ecología evolutiva (Bonal *et al.*, 2007; Espelta *et al.*, en 2008), entre otros.

El artículo “Moonlight and shelter cause differential seed selection and removal by rodents”, de la revista *Animal Behaviour*, Elsevier (Ltd) (vol: 82. Págs: 717-723) se ha basado en los datos de campo de este trabajo.

1.3. Justificación de la importancia del estudio.

Todas las fases del ciclo de la regeneración natural de una especie forestal son importantes pero la dispersión secundaria de semillas por parte de la fauna es una de las más desconocidas.

La distribución de bellotas y la forma de aprovisionamiento pueden variar con las características fenológicas de cada especie. Esto puede tener una importante implicación en la dinámica y composición de la masa. De ahí la necesidad de conocer la selección de semillas que llevan a cabo las especies animales dispersoras y de cómo se ve influida dicha selección por los factores ambientales (por ejemplo, luminosidad lunar y presencia de zonas refugio).

Conocer la influencia que tienen ciertos factores ambientales en las decisiones que toman los dispersores cuando se alimentan de bellotas es muy importante por las consecuencias que pueden llegar a tener en la regeneración natural de las masas mixtas de *Quercus* de la península Ibérica. Igual de importante es conocer, entre otras cuestiones, los lugares preferidos para el aprovisionamiento de semillas, las especies preferidas en la selección y las razones por las que el animal elige una y no otra.

La gran valencia ecológica del ratón de campo y su frenética actividad selectiva y dispersora de bellotas hace que su actuación cobre una gran importancia ya que no se limita a escala local exclusivamente.

En los últimos años se ha incrementado el número de trabajos que tienen en consideración los efectos simultáneos de factores ambientales sobre la dispersión efectiva de semillas (Jordano *et al.*, 1995; Alcántara *et al.*, 2000; Rey y Manzaneda, 2007). Aun así, la falta de trabajos de investigación, como el que aquí proponemos, hace necesaria la realización de éste. Su principal novedad es la inclusión del estudio de la influencia de factores ambientales, como la luminosidad lunar y la cobertura de matorral, en la selección y manejo de bellotas por parte del ratón de campo y su finalidad es conocer la influencia que estos dos factores ambientales pueden tener en el destino final de la semilla. Además se estudia cómo algunos factores intrínsecos a la semilla (tamaño y especie) pueden afectar a la selección por parte de los ratones de campo.

2. OBJETIVOS.

2.1. Objetivos generales.

El objetivo principal de este estudio es determinar la influencia de dos factores ambientales (luminosidad lunar y presencia de refugio) y dos intrínsecos de la semilla (tamaño y especie), en la actividad selectiva y dispersora de bellotas de siete especies del género *Quercus* en la península Ibérica, de clima mediterráneo-templado, con el fin de conocer el comportamiento dispersor de los roedores (patrones de selección y manejo de bellotas) y sus posibles implicaciones en la regeneración y composición de los bosques mixtos de *Quercus*.

2.2. Objetivos específicos.

Las hipótesis de partida son las siguientes:

- a) Los principales predadores/dispersores de bellotas son los ratones de campo. Hipótesis establecida siguiendo la bibliografía para dispersión de bellotas de *Q. petraea* en Holanda (Den Ouden *et al.*, 2005).
- b) Las especies que tienen bellotas de mayor tamaño son preferidas frente a las de bellotas de tamaño menor. Estos temas se discuten p.ej. en Gómez, 2004; Jenkins *et al.*, 2007; Pérez-Ramos y Marañón, 2008; Cheng y Zhang, 2011, Perea *et al.*, 2011a,b.
- c) La luminosidad lunar y la presencia de matorral influyen en la velocidad y cantidad de semilla movida pero no en la preferencia de unas semillas (especie o tamaño) sobre otras.

A partir de las anteriores hipótesis, los objetivos específicos que se desean alcanzar son:

- a) Ratificar que *Apodemus sylvaticus* es la especie de micromamífero principal implicada en la depredación y dispersión de bellotas.
- b) Estudiar la preferencia en el consumo de semillas de varias especies del género *Quercus*, por parte de los principales dispersores. Conocer la selección de bellotas que realizan (especie y tamaño).

- c) Estudiar las interacciones entre el animal y las condiciones ambientales del lugar donde desarrolla su actividad (luminosidad y presencia de refugio). Analizar cómo se ve afectado el momento de desplazamiento, el manejo de la semilla y la velocidad de desplazamiento a lo largo de la noche.
- d) Observar el tiempo empleado en la selección de las semillas bajo diferentes grados de seguridad para el animal dispersor.
- e) Discutir las posibles implicaciones en la regeneración natural de las formaciones mixtas de *Quercus*.

3. MATERIAL Y MÉTODOS.

3.1. Área de estudio.

3.1.1. Localización del área de estudio.

El área de estudio se encuentra ubicada en “El Hayedo de Montejo”, en el Monte de Utilidad Pública nº 89 de la Comunidad de Madrid, denominado “El Chaparral”. Es uno de los espacios naturales de mayor importancia de la Comunidad de Madrid, que destaca por poseer algunas de las formaciones de haya y roble albar más meridionales de Europa.

Se localiza en la vertiente sur-oriental del Sistema Central (entre Somosierra y Ayllón), al noreste de la Comunidad de Madrid (41°6'N; 3°30'W). Pertenece al término municipal de Montejo de la Sierra, que a su vez forma parte de la mancomunidad de la Sierra del Rincón (Figura 3.1.).

El Hayedo ocupa el tramo alto del valle del río Jarama y es colindante con la provincia de Guadalajara. En este lugar, el río Jarama actúa como límite del Monte y frontera natural entre ambas Comunidades, Madrid y Castilla La Mancha (Figura 3.2.).

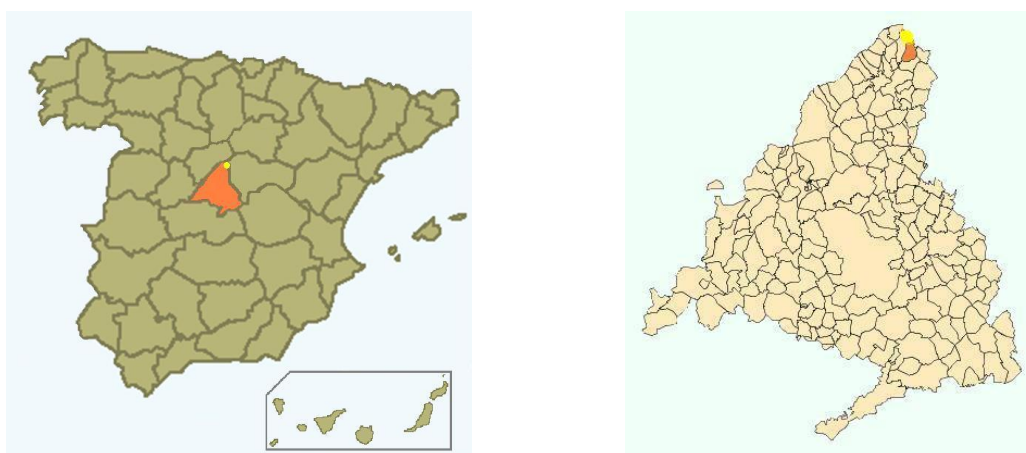


Figura 3.1. Localización de la Comunidad de Madrid en el territorio nacional español (izquierda) y localización del municipio de Montejo de la Sierra dentro de la Comunidad de Madrid (derecha). El mapa de municipios está basado (con modificaciones) en el de Emilio Gómez Fernández (2003). En ambos casos, el punto amarillo indica la localización del hayedo.



Figura 3.2. Localización de El Hayedo de Montejo dentro del término municipal de Montejo de la Sierra. El círculo amarillo indica la localización de El Hayedo. Se puede ver el río Jarama haciendo de límite del bosque y frontera entre ambas Comunidades Autónomas.

3.1.2. Localización de la zona de estudio.

De las 250 ha protegidas, pertenecientes a los montes “El Chaparral” y “La Solana”, “El Hayedo” sólo ocupa una extensión de 125 ha en la zona media y baja de la ladera Este del Cerro de Recuenco (1.908 m), en “El Chaparral”. Precisamente es su pequeña extensión lo que lo hace tan vulnerable. Su altitud se extiende desde los 1.240 m en el fondo del valle, hasta los 1.575 m en la zona más alta. Las pendientes son muy variables, siendo prácticamente llano en la parte más alta y muy escarpado en otras zonas (hasta un 40% de pendiente). Su exposición predominante es Este-Noreste.

La zona de estudio se localiza en los rodales número 3 y 8 de la división realizada para el inventario forestal del año 2005 (Figura 3.3.). Su altitud media es aproximadamente de 1.400 m, su pendiente es más o menos elevada (15-35%). Su orientación es Noreste (umbría) y la profundidad del suelo en algunas zonas es inferior a 65 cm.

En estos rodales predomina el roble melojo (*Quercus pyrenaica*) como vegetación arbórea. Tienen una estructura de monte bajo, ligada a un antiguo aprovechamiento pastoral que ha evolucionado con el tiempo, aumentando su masa arbórea, sobre todo, de melojo (*Quercus pyrenaica*), haya (*Fagus sylvatica*), roble albar (*Quercus petraea*) y acebo (*Ilex aquifolium*).

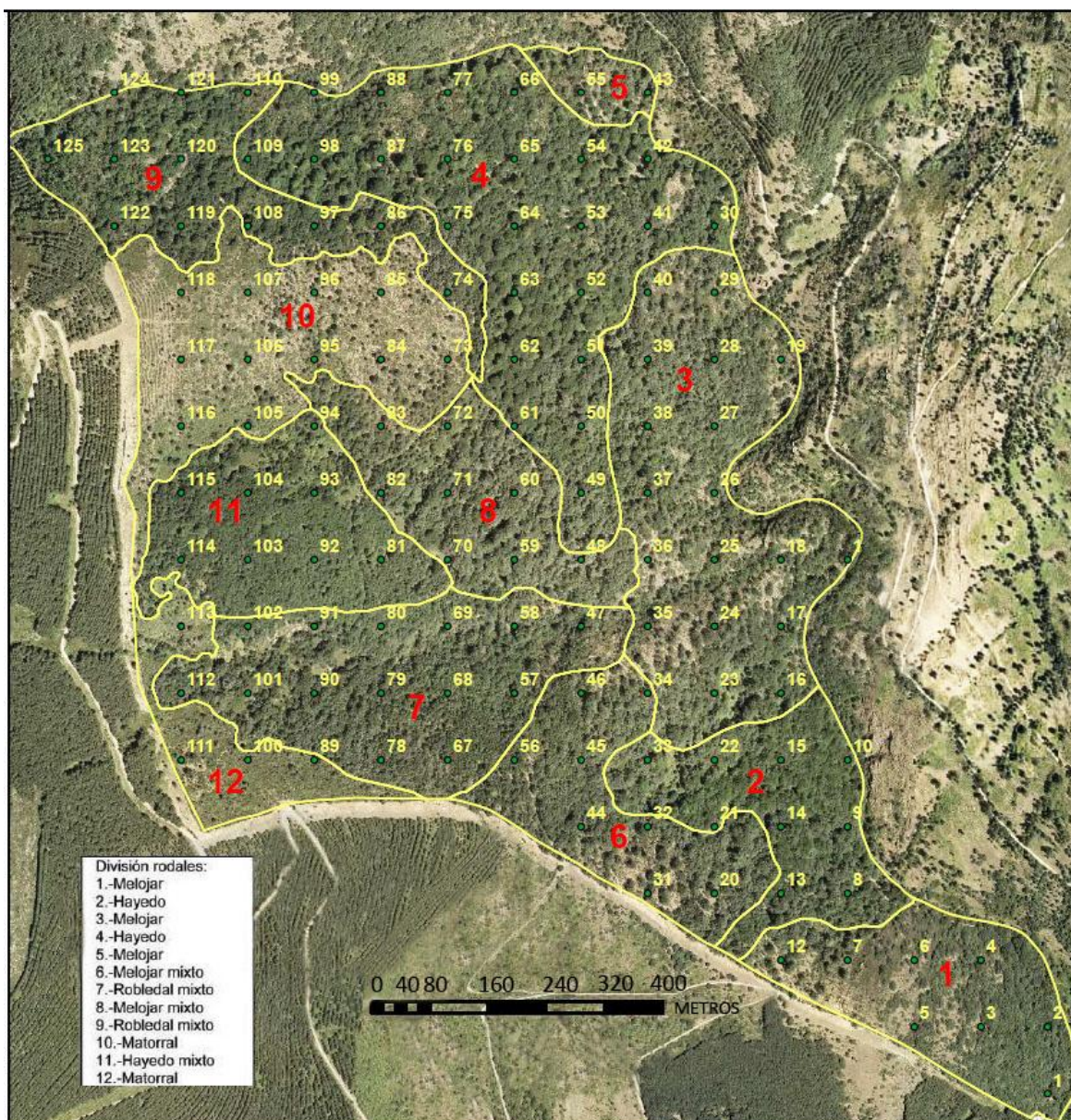


Figura 3.3. Localización de la zona de estudio dentro de los rodales delimitados en el inventario forestal de 2005. La vista aérea fue obtenida de Gil *et al.*, (2010). Los números en rojo indican la división de rodales por especie dominante y los amarillos el número de parcelas del inventario.

3.1.3. Evolución y protección del área de estudio.

El aspecto actual del área de estudio está claramente relacionado con el manejo y aprovechamiento que ha tenido a lo largo de su historia. Antiguamente, este bosque era conocido como “El Chaparral de Montejo” por tener un aspecto de monte bajo. La necesidad de leña y de pastos para el ganado, sobre todo vacuno, lo convirtieron en un

monte adehesado cuya regeneración se vio comprometida por un excesivo pastoreo (Pardo y Gil, 1997).

Por el año 1.460 el pueblo de Montejo de la Sierra compró este monte a un noble de Sepúlveda y desde entonces lo usó para “sesteo” del ganado, el cual venía a pasar las horas de calor bajo la sombra del bosque mientras se comía el regenerado de robles y hayas. Gracias a los aprovechamientos complementarios de este monte, como la recogida de bellota y hojas de acebo para alimento del ganado en otoño-invierno, la caza y la pesca, se mantuvieron cierto número de árboles que, a lo largo del tiempo, han sido imprescindibles para la regeneración del lugar (Gil *et al.*, 2010). En la actualidad, el monte presenta algunos ejemplares grandes y longevos (aquellos pies que fueron respetados), acompañados de numerosos pies pequeños y jóvenes (el regenerado de los primeros; Figura 3.4.).



Figura 3.4. Dos grandes ejemplares de *Quercus pyrenaica* en primer plano y numerosos pies de menor tamaño al fondo, fruto del regenerado masivo tras el abandono del pastoreo.

Más tarde, en 1862 “El Hayedo” fue catalogado y, por tanto, exceptuado de la desamortización de Pascual Madoz. En 1901 fue declarado monte de utilidad pública, lo que le protegió durante la primera mitad del siglo XX. Tras la guerra civil gran parte de la población rural emigró a las ciudades abandonando algunos de los aprovechamientos del hayedo. Pero no es hasta el año 1961 cuando se prohíbe definitivamente la entrada de ganado. Desde entonces, la regeneración de las especies arbóreas, sobre todo del haya, ha aumentado en gran medida la densidad de pies del Hayedo. Trece años después, en 1974, fue declarado Sitio Natural de Interés Nacional, incluyendo también al monte “La Solana”. En 1986 se crea un plan de mejora del monte donde se establece un servicio de guías (que controlan las visitas) y un centro de recepción. Actualmente “El Hayedo de Montejo” es parte fundamental de la red de Centros de Educación Ambiental de la Comunidad de Madrid (Figura 3.5.).

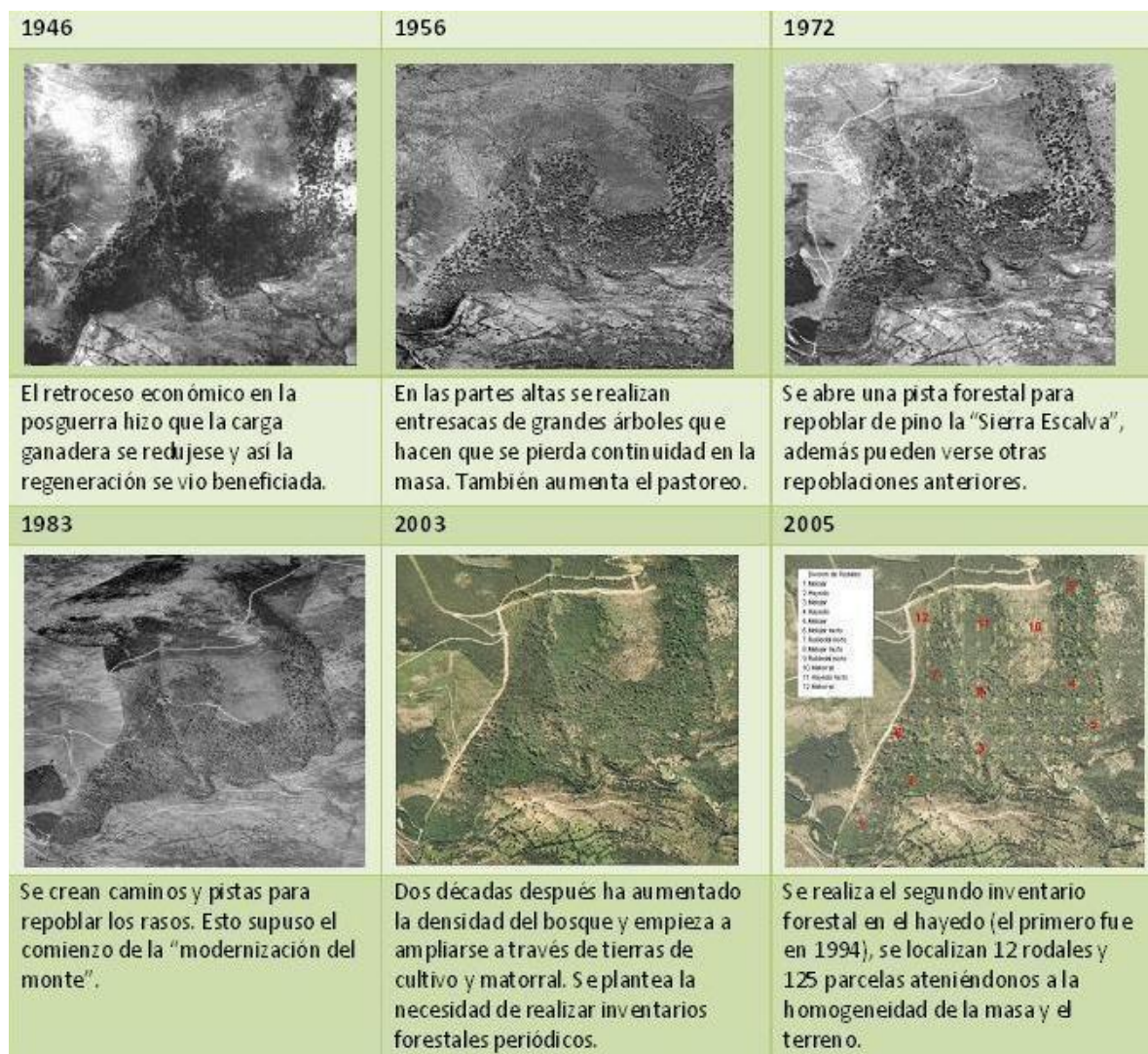


Figura 3.5. Cronología de la evolución del Hayedo de Montejo (Gil *et al.*, 2010).

La Comunidad de Madrid se divide en 15 comarcas y El Hayedo de Montejo se encuentra encuadrado en la comarca nº 4 "Montejo", que comprende los municipios de Horcajuelo de la Sierra, La Hiruela, Montejo de la sierra (al que pertenece el hayedo), Prádena del Rincón, Puebla de la Sierra, Puentes Viejas, Berzosa, Robledillo de la Jara y Cervera. Tiene una extensión de 28.608 ha, de las cuales 15.231 ha (el 53%) son superficie especialmente protegida. En concreto, 13.436 ha corresponden a LIC (aunque no existe ninguna ZEPA) y 3.677 ha a Montes Preservados. Otras figuras de protección que recaen sobre la comarca son las Zonas de Especial Interés Hidrológico-Forestal, ya que ésta es la comarca que más problemas hidrológico-forestales plantea de entre todas las incluidas en la unidad

geomorfológica de la Sierra. (Plan regional de repoblaciones de la Comunidad de Madrid, 2006-2010; Figura 3.6).

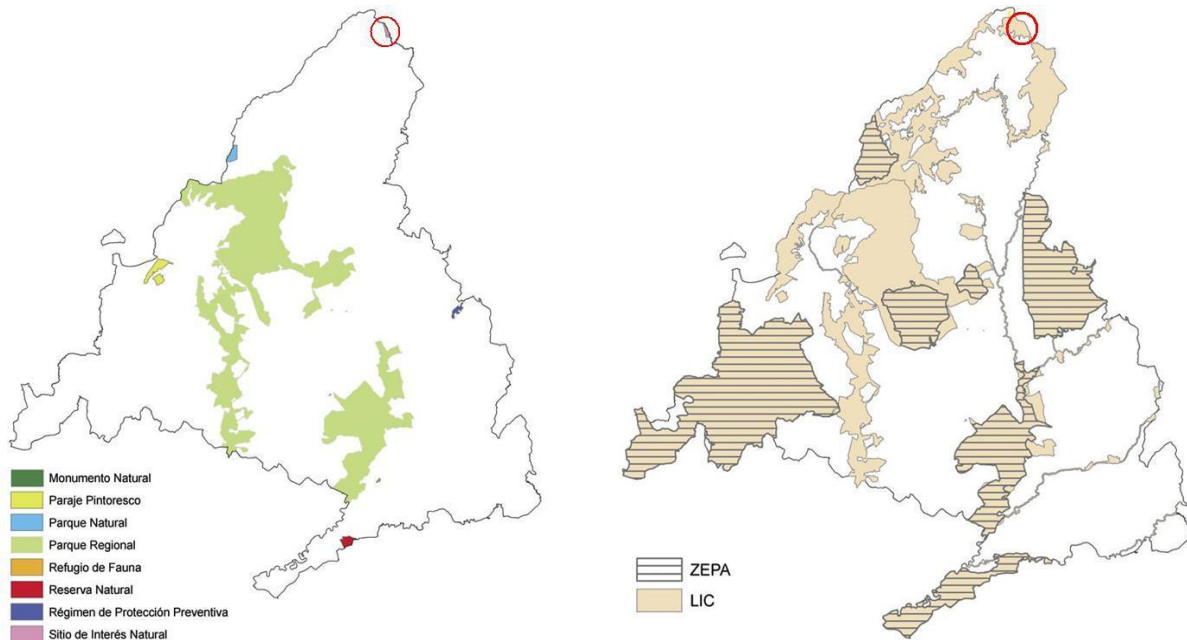


Figura 3.6. Mapa de figuras de protección del territorio de la Comunidad de Madrid (izquierda). Mapa de zonas de especial protección de la Red Natura 2000 en el territorio de la Comunidad de Madrid (derecha). Ambos mapas se obtuvieron del Plan de repoblaciones de la Comunidad de Madrid (2006-2010). El Hayedo, además de ser considerado como Lugar de Interés Nacional, se encuentra dentro del LIC ES3110002 “Cuenca del río Lozoya y de la Sierra Norte” y está declarada como Reserva Natural.

Su riqueza paisajística, su conservación de ecosistemas y especies, su desarrollo económico y humano sostenible, además del apoyo a proyectos de investigación y educación ambiental hicieron que fuese declarado Reserva de la Biosfera de la Sierra del Rincón por la UNESCO, en 2005. Por este motivo, actualmente en el área de estudio la masa no está recibiendo ningún tratamiento selvícola y simplemente se le deja seguir su evolución natural. En cambio, “El Plan regional de repoblaciones de la Comunidad de Madrid”, refleja algunas actuaciones en sus alrededores, como reforestaciones con

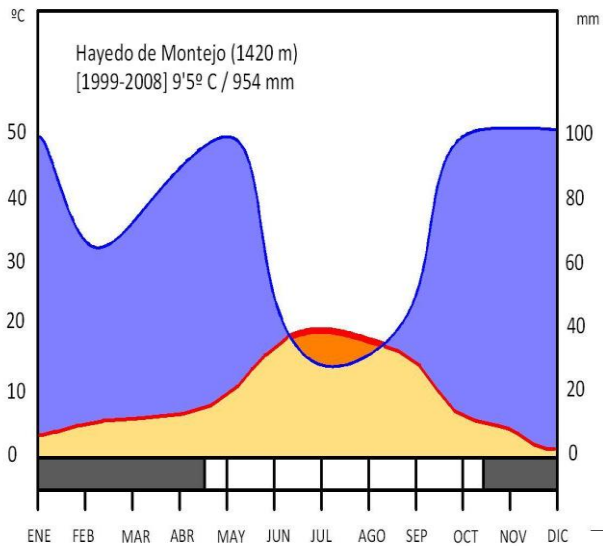
frondosas autóctonas (*Fagus sylvatica*, *Q. petraea*, *Castanea sativa* y *Q. suber*) y repoblaciones de *Pinus sylvestris* para la densificación de las masas en los montes “La Maleza” y “Sierra Escalva”, para el periodo 2006-2010.

En “El Hayedo”, el bosque está en continuo cambio, la densidad del arbolado ha aumentado en casi todas las clases diamétricas excepto en la de los pies más grandes y viejos, donde incluso ha disminuido. Esto ha hecho que las especies más representativas (haya, melojo, roble albar, y acebo) hayan ralentizado su crecimiento, probablemente por el incremento de la competencia por los recursos de la estación. A pesar de ello, el haya y el melojo han experimentado una llamativa expansión, mientras que el roble albar está perdiendo representación en favor del acebo y el serbal. (Gil *et al.*, 2010). Una de las posibles explicaciones es que el haya y el acebo ocupen las zonas de alta densidad, ya que están mejor adaptados (son más tolerantes a la sombra), mientras que el melojo ha ocupado los antiguos rasos (al ser de temperamento más robusto) bien con ayuda de la fauna, o bien gracias a la regeneración asexual, a través de brotes de cepa. Por el contrario, la situación del roble albar podría explicarse por una fuerte competencia con el haya y el melojo, ya que al ser de requerimientos intermedios entre ambos ocupa con éxito estas zonas intermedias y no le es tan fácil expandirse a otras más extremas. Por ejemplo, en lugares de alta espesura, el roble se ve en peor situación que el haya debido a la alta producción y eficiencia de los frutos de ésta y, en zonas más abiertas, el roble se ve desfavorecido respecto del melojo por la capacidad de éste para aguantar mejor la sequía estival, las heladas, el pisoteo y los incendios (Gil *et al.*, 2010).

3.1.4. Climatología del área de estudio.

El clima general de la Comunidad de Madrid es un clima mediterráneo con fuertes periodos de sequía estival, pero las condiciones ambientales que se dan en las laderas de umbría de algunas de sus montañas (mayor humedad, temperaturas más frescas y suelos más profundos y mullidos), hace que podamos encontrar en ellas especies vegetales propias de climas atlántico o continental suavizado. Un ejemplo de ello es “El Hayedo de Montejo”, donde coexisten el haya, el roble albar y el melojo.

La temperatura media anual es de 9,5°C y la precipitación media anual de 954 mm, con un período de sequía estival de 1,8 meses. La evapotranspiración potencial anual se sitúa en torno a 600mm (periodo de observación de 1994-2008; Figura 3.7.).



Año	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Anual	Nº de meses de sequía estival
1994	310	244	54	309	917	2,7
1995	440	140	94	269	943	1,8
1996	671	299	57	297	1.324	2,6
1997	333	194	252	422	1.201	0,0
1998	175	319	63	194	751	2,1
1999	204	164	90	286	744	1,5
2000	173	365	65	322	925	3,0
2001	346	317	103	204	970	1,4
2002	269	265	166	343	1.043	0,1
2003	389	304	89	456	1.238	2,1
2004	230	379	79	306	994	2,2
2005	106	199	27	264	596	3,3
2006	169	232	158	409	968	1,0
2007	182	270	107	242	801	2,0
2008	244	392	83	173	892	1,9
Promedio	283	272	99	300	954	1,8
Mínima	106	140	27	173	596	0,0
Máxima	671	392	252	456	1.324	3,3

Figura 3.7. Climodiagrama de Walter-Lieth y tabla de precipitaciones correspondiente a El Hayedo de Montejo para un periodo de 15 años (1994-2008) (izquierda y derecha respectivamente). Datos procedentes de la torre meteorológica instalada dentro del propio hayedo desde 1993 (Gil *et al.*, 2010).

En el Hayedo, la distribución de las lluvias y las temperaturas a lo largo del año hace que no se lleguen a dar situaciones muy extremas para las plantas. No obstante, existe una gran variación interanual y, en algunos casos, se han dado años con veranos particularmente secos. Ejemplo de ello son el verano de 1996, aun siendo el año más lluvioso (precipitación anual 1.324 mm) del periodo registrado entre 1994 y 2008 tuvo dos meses y medio de sequía estival (57 mm), y el verano de 2005, que con más de tres meses de sequía estival (27 mm en los tres meses de verano) fue el año más seco del mismo periodo (precipitación anual 596 mm; Figura 3.7.).

Durante el periodo de invierno gran parte de las precipitaciones son en forma de nieve (al menos un 30% de la precipitación anual), lo que supone un aporte importante al

reservorio hídrico del suelo. La temperatura media mensual oscila entre los 0⁰C 5⁰C y las mínimas absolutas entre los -5⁰C y los -10⁰C, habiéndose registrado temperaturas puntuales algo más bajas. En los meses de primavera suelen registrarse precipitaciones de carácter torrencial que suponen el 29% del total de agua precipitada. La temperatura media mensual en primavera va incrementándose desde los 5⁰C al principio de la estación hasta los 10⁰C al final de la misma, con un importante riesgo de heladas tardías. En el verano el aporte de agua es irregular (menos del 10% del total de precipitaciones) y aunque la temperatura no suele ser demasiado alta, en algunos casos, la temperatura máxima absoluta puede alcanzar los 30⁰C y la mínima absoluta los 5⁰C (Gil *et al.*, 2010). A finales del mes de septiembre se da un descenso de las temperaturas muy acusado y prolongado que junto a la disminución de las horas de luz da comienzo al espectacular fenómeno de “la caída de las hojas” en el hayedo.

A su vez, el bosque también influye sobre el clima, atemperando el rigor climático. Durante el día, la diferencia de temperatura entre el exterior y el interior de la masa puede llegar a ser 5⁰C. También hay diferencias con la humedad relativa, ya que dentro del bosque ésta es siempre mayor que en el exterior (aproximadamente un 15% más). La cobertura de los árboles adultos protege a los pequeños de heladas y de la desecación en verano (Valladares, 2004). La aparición y caída de las hojas es diferente entre las especies de Montejo, a su vez, ello genera variaciones en los patrones de la humedad y la temperatura dentro del bosque. También la edad, la madurez y el nivel de ocupación de los árboles influirán en la diferencia de la temperatura y la humedad bajo las copas (Gil *et al.*, 2010).

3.1.5. Litología y suelos del área de estudio.

Las características del suelo condicionan el tipo de plantas que pueden instalarse en él, pero también éstas, con el tiempo, consiguen cambiar algunas de estas características para mejorar sus condiciones y ampliar así las posibilidades de instalación de nuevas especies. Por ejemplo la presencia histórica de arbolado ha permitido la conservación de suelos de gran profundidad, incluso en lugares de grandes pendientes (Gil *et al.*, 2010).

La litología predominante del Hayedo y sus alrededores son los esquistos. Este tipo de roca madre es muy propicio para la edafogénesis. De meteorización fácil, su capacidad edáfica potencial es alta (genera buenos suelos forestales). Son de reacción moderadamente ácida y con una riqueza de bases aceptable. Los cristales de cuarzo presentes en los esquistos son por lo general de grano medio, lo que determina que los suelos generados sobre él posean una textura franca (Monturiol y Alcalá del Olmo, 1990).

El tipo de formación vegetal que soporta un suelo puede darnos pistas sobre éste. Normalmente las formaciones arbóreas, como hayedos y robledales, se localizan en suelos más profundos y evolucionados que las formaciones arbustivas. Así pues, existen diferencias en la calidad de suelo según el tipo de vegetación que soporte. Bajo cubierta forestal los suelos más abundantes son del tipo “*cambisoles*”. Las condiciones climáticas y edáficas del Hayedo (condiciones secas y sustrato ácido) hacen que la actividad biológica descomponedora sea baja, por lo que se acumula gran cantidad de hojarasca dando lugar a un horizonte orgánico de gran espesor (horizonte A), que puede llegar a más de 50 cm de espesor. Por debajo se encuentra una capa de arcillas y óxidos de hierro arrastrados de la anterior por las lluvias (horizonte B), que puede tener más de 70 cm y aproximadamente a 120 cm de profundidad desde la superficie suele aparecer la roca madre (horizonte C). A este tipo de suelo se le conoce como “pardo ácido”. Bajo cubierta de matorral los más abundantes son los “*rankers de pendiente*”, de profundidad mucho menor (25-30cm) e incluso sin horizonte B, ya que la roca madre está disgregada. Los “*litosuelos*” podemos encontrarlos bajo los pastos estacionales o matorrales bajos de labiadas (Gil *et al.*, 2010; Figura 3.8.).

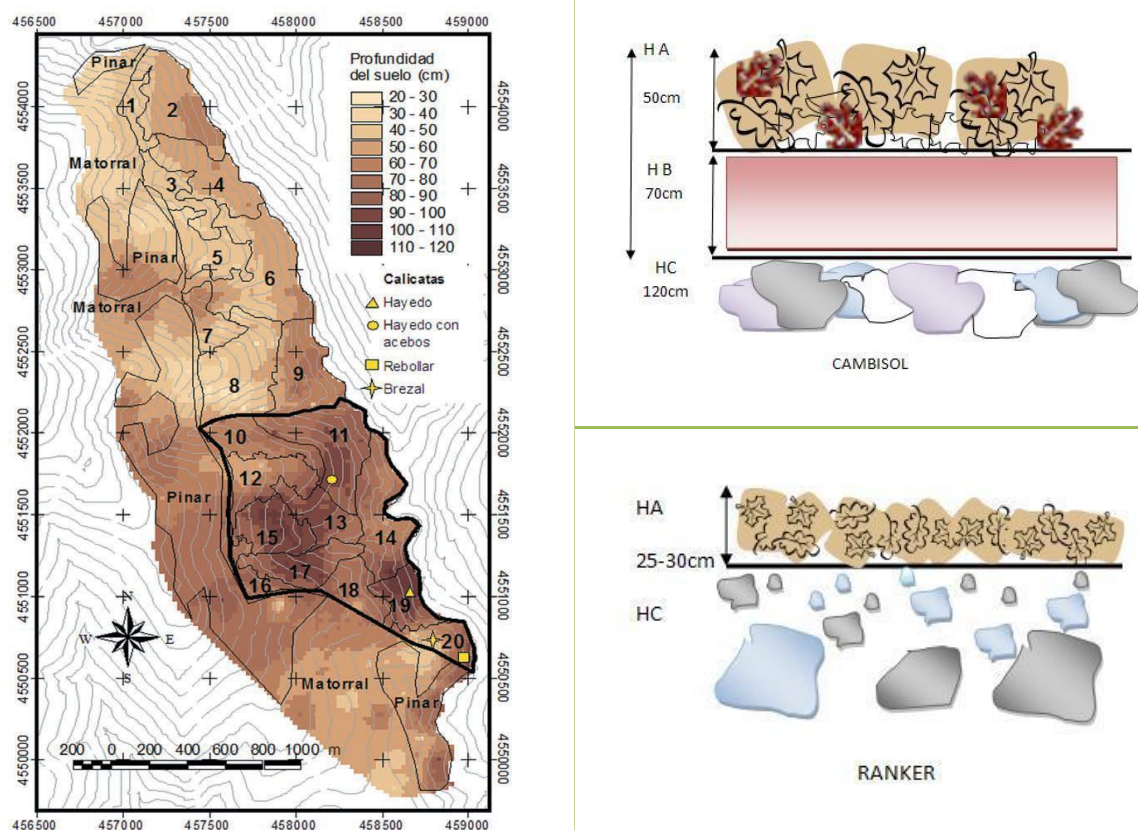


Figura 3.8. Mapa de la profundidad de suelos (izquierda) y Croquis de los tipos de suelo de El Hayedo (derecha). En el mapa la zona delimitada con trazo grueso corresponde al monte “El Chaparral” y los tonos más oscuros indican mayor profundidad. EL dibujo se obtuvo de la obra de Gil *et al.* (2010). En los croquis del tipo de suelo vemos el tipo *cambisol*, bajo masa arborea, (derecha arriba) y el tipo *ránker de pendiente*, bajo masa de matorral, (derecha abajo).

3.1.6. Vegetación del área de estudio.

Biogeográficamente “El Hayedo de Montejo” se sitúa en la provincia Mediterráneo-Ibérica-Occidental, subprovincia Carpetano Ibérico-leonesa, sector Guadarrámico, subsector Ayllonense, distrito Serrano-Ayllonense (Rivas-Martínez *et al.*, 2007).

La vegetación potencial de la comarca estaría formada por las series de; los pinares serranos (*Senecioni-Cytiseto oromediterranei* S.), los pinares albares guadarrámicos (*Deschampsio ibericae-Pineto sylvestris* S.), los rebollares guadarrámicos (*Luzulo forsteri-*

Quercus pyrenaicae S.), los rebollares ibéricos (*Festuco heterophyllae-Quercus pyrenaicae* S.), los hayedos ayllonenses (*Galio rotundifolii-Fagetum sylvaticae* S.), los abedulares guadarrámicos (*Melico-Betulto celtibericae* S.), los encinares carpetanos con enebro de miera (*Junipero oxycedri-Quercus rotundifoliae* S.) y la Geoserie supramediterránea sobre suelos silíceos arenosos: fresneda-sauceda (*Quercus pyrenaicae-Fraxino angustifoliae; Galio broteriana-Alno glutinosae; Rubo-Saliceto atrocineriae; Saliceto lambertiano-salvifoliae* G.). La vegetación actual en la zona corresponde mayoritariamente con las asociaciones de melojares ombrófilos (*Festuco-Quercetum pyrenaicae*), hayedos reliquiales (*Galio-Fagetum sylvaticae*) y brezales (*Halimio-Ericetum aragonensis*) (Rivas-Martínez *et al.*, 2007).

El mosaico de vegetación presente en “El Hayedo” es consecuencia de las diferentes condiciones medioambientales (clima y orografía), de las interacciones entre fauna y flora que se dan en él y de la influencia antrópica que ha sufrido a lo largo de los años. Se trata de un bosque mixto de especies caducifolias, entre las que destacan el haya (*F. sylvatica*), que tiene carácter relíctico en la región, el rebollo (*Q. pyrenaica*), el roble albar (*Q. petraea*) y el acebo (*I. aquifolium*).

Las tres primeras se reparten el territorio formando pequeños rodales puros o mixtos donde cada especie, sola o en combinación con otras, consigue desarrollarse mejor que las demás. Las especies arbóreas acompañantes que más destacan son: *Taxus baccata*, *Prunus avium*, *Sorbus aucuparia*, *Sorbus aria*, *Sambucus nigra*, *Corylus avellana*, *Betula* spp, *Populus tremula*, *Salix* spp. Otras especies presentes, pero de escasa presencia son *Fraxinus excelsior*, *Acer monspessulanum*, *Castanea sativa*, *Juniperus thurifera*, *Ulmus glabra* y *Pinus sylvestris*.

Las especies arbustivas presentes se pueden dividir en dos grupos básicamente, arbustos espinescentes como los escaramujos (*Rosa* spp.), las zarzas (*Rubus* spp.), el espino blanco (*Crataegus monogyna*), el endrino (*Prunus spinosa*) y arbustos no espinosos como la escoba blanca (*Genista florida*), la escoba negra (*Cytisus scoparius*), el cambroño (*Adenocarpus hispanicus*) y el brezo (*Erica arborea*).

Además de los líquenes, musgos y multitud de hongos, la presencia de herbáceas también es importante. Tanto es así que, las herbáceas que aparecen en los lugares mejor conservados del bosque y las que aparecen en los lugares más degradados son distintas. Ejemplos de la primera situación serían el helecho común (*Pteridium aquilinum*), el azafrán (*Crocus carpetanus*), la arenaria (*Arenaria montana*), la primavera (*Primula veris*), alguna orquídea (*Orchis macula*) y de la segunda el cantueso (*Lavandula stoechas*), el tomillo (*Thymus* sp.), la botonera (*Santolina rosmarinifolia*), el brezo rojo (*Erica australis*), la brecina (*Calluna vulgaris*), la jara estepa (*Cistus laurifolius*) y la siempreviva olorosa (*Helichrysum italicum*).

3.1.7. Fauna del área de estudio.

El Hayedo posee una gran heterogeneidad de ecosistemas, debido, en parte, a su carácter intermedio entre mediterráneo y atlántico. Destaca por su amplia diversidad animal, siendo una de las razones que le ha llevado a ser declarado Reserva de la Biosfera por la UNESCO.

Aves, reptiles, anfibios, peces, mamíferos e infinidad de insectos forman una compleja trama de relaciones intra e interespecíficas (entre animales o entre animal y planta), que es el tejido sobre el que se asienta la evolución del bosque. La fauna silvestre ayuda al equilibrio del Hayedo, ya que en algunos casos sirve de alimento a otros animales, en otros interviene en el ciclo de regeneración de los vegetales (en la polinización, la dispersión, ayudan a la germinación, etc.) y en otros interviene en la descomposición de la materia. En la actualidad, al no retirarse la madera de los árboles muertos, ha tenido lugar un incremento importante de la diversidad de organismos que ayudan a la descomposición.

Podemos encontrar casi todo tipo de aves:

1. Rapaces; el azor (*Accipiter gentilis*), el águila calzada (*Aquila pennata*), el ratonero (*Buteo buteo*), el águila real (*Aquila chrysaetos*), el águila perdicera (*Aquila fasciata*), el buitre leonado (*Gyps fulvus*), el milano real (*Milvus milvus*), el milano negro (*Milvus migrans*), el gavián (*Accipiter nisus*), el

- cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*), el autillo (*Otus scops*) y el cárabo (*Strix aluco*).
2. Aves paseriformes como el arrendajo (*Garrulus glandarius*), el trepador azul (*Sitta europaea*), el agateador común (*Certhia brachydactyla*), el carbonero común (*Parus major*), la curruca mosquitera (*Sylvia borin*), la carrasqueña (*Sylvia cantillans*), el papamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*), el alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*), la tarabilla norteña (*Saxicola rubetra*), el escribano hortelano (*Emberiza hortulana*), el bisbita arbóreo (*Anthus trivialis*), la totovía (*Lullula arborea*), el zorzal común (*Turdus philomelos*), el acentor común (*Prunella modularis*), el mirlo acuático (*Cinclus cinclus*), el petirrojo (*Erithacus rubecula*) el gorrión común (*Passer domesticus*) y el herrerillo común (*Cyanistes caeruleus*).
 3. Aves columbiformes; la paloma torcaz (*Columba palumbus*).
 4. Aves piciformes; el pico-picapinos (*Dendrocopus major*).
 5. Aves charadriiformes; la chocha-perdiz (*Scolopax rusticola*).
 6. Aves coraciformes; el abejaruco (*Merops apiaster*).
 7. Aves cuculiformes; el cuco (*Cuculus canorus*).

Aquí, los mamíferos son un grupo bien representado:

1. Ungulados; el corzo (*Capreolus capreolus*), el jabalí (*Sus scrofa*) y el ganado domestico vacuno.
2. Carnívoros; el zorro (*Vulpes vulpes*) y el lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) extinguido y ahora en expansión desde las provincias vecinas donde ha sido introducido.
3. Vivérridos; la gineta (*Genetta genetta*).
4. Felinos; el gato montés (*Felix sylvestris*).
5. Mustélidos; el tejón (*Meles meles*), la nutria (*Lutra lutra*), la garduña (*Martes foina*), la comadreja (*Mustela nivalis*).
6. Múridos; el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*).
7. Esciúridos; la ardilla roja (*Sciurus vulgaris*).

8. Sorícidos; la musaraña colicuadrada (*Sorex araneus*).
9. Soricomorfos; el topo (*Talpa europea*) y el desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) micromamífero acuático, insectívoro y acantonado en unas pocas cordilleras de la Península.
10. Micrótidos; el topillo mediterráneo (*Microtus duodecimcostatus*).
11. Erinaceomorfos; el erizo común (*Erinaceus europaeus*).
12. Glíridos; el lirón careto (*Eliomys quercinus*).

Los reptiles y anfibios son menos números. Los más comunes son:

1. El lagarto verdinegro (*Lacerta schreiberi*), el lagarto ocelado (*Timon lepidus*), la lagartija roquera (*Podarcis muralis*), la víbora hocicuda (*Vipera latasti*), la culebra de collar (*Natrix natrix*) y la culebra viperina (*Natrix maura*), la culebra de escalera (*Rhinechis scalaris*).
2. La salamandra (*Salamandra salamandra*), el sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*), el sapo partero común (*Alytes obstetricans*), el sapo común (*Bufo bufo*), la rana común (*Pelophylax perezi*), la ranita de San Antonio (*Hyla arborea*) y el tritón jaspeado (*Triturus marmoratus*).

De los peces sólo encontramos una especie, la trucha (*Salmo trutta*).

Y por último los invertebrados, aunque son un grupo muy importante y numeroso, sólo daremos algunos ejemplos:

1. Lepidópteros como el pavo real (*Inachis io*) o *Cydia fagiglandana*.
2. Coleópteros como las aceiteras (*Berberomeloe majalis*) los ciervos volantes (*Lucanus cervus*) o los gorgojos (*Curculio* sp. y *Rynchaenus fagi*).

3.2. Especies de estudio.

3.2.1. El género *Quercus*.

3.2.1.1. Clasificación taxonómica y descripción botánica.

División: Magnoliophyta; Clase: Magnoliopsida; Subclase: Hammamelidae;
Orden: Fagales; Familia: Fagaceae; Subfamilia: Quercoideae; Género: *Quercus* L.

Es un género integrado por más de 800 especies, a veces no bien diferenciadas entre sí y con facilidad para hibridar unas con otras. Algunos de estos híbridos son fértiles pudiendo retrohibridarse con las especies parentales. Un ejemplo de híbrido es el *Quercus x trabutti* Hy (= *Q. x legionensis* C. Vicioso). Los taxones reconocibles, en la península Ibérica, son: *Q. canariensis* Will., *Q. coccifera* L., *Q. faginea* Lam., *Q. humilis* Miller, *Q. ilex* L., *Q. lusitanica* Lam., *Q. petraea* Matt., *Q. pyrenaica* Will., *Q. robur* L., y *Q. suber* L.

Formado por árboles y arbustos monoicos de hoja caduca, perenne o marcescente, simples, alternas, de gran variabilidad en forma, tamaño y pilosidad (incluso dentro de la misma especie). Poseen estípulas que se desprenden prontamente.

Las flores masculinas se disponen en amentos colgantes y son poco vistosas, con un perigonio más o menos abierto y acampanado, de 6 lóbulos generalmente, y con 6-12 estambres exertos. Las flores femeninas tampoco son llamativas, están rodeadas individualmente por un involucre de brácteas que se transforma en la cúpula escamosa del fruto y tienen también un perigonio más o menos cerrado con 6 lóbulos y con 3-6 estilos. A veces presentan rudimentos de estaminodios.

El fruto es un tipo de aquenio que recibe el nombre de glande y vulgarmente el de bellota; es único, fusiforme, con la cubierta lisa y coriácea, rodeado por la cúpula sólo en la base. Encierra una sola semilla sin albumen pero con dos grandes cotiledones.

El sistema radical tiene capacidad de brote (de cepa y/o de raíz) y se le considera “creador de suelo”. Las raíces de algunas especies arbóreas segregan moléculas y enzimas que disuelven la piedra caliza y liberan el calcio y otros minerales útiles para las demás

especies. Sus relaciones simbióticas contribuyen a la formación de suelo. (López-González, 2002, 2004 y Galán *et al.*, 2003).

En El Hayedo de Montejo podemos encontrar dos especies de *Quercus*, principalmente:

Quercus petraea (Matt.) Liebl. (Roble albar, roble albero, carvayo).

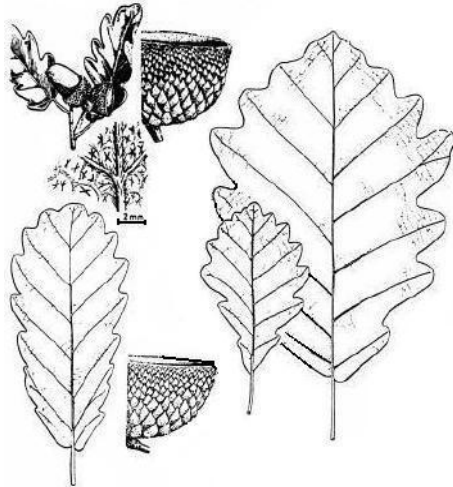


Figura 3.9. Hojas, cúpula, bellota y detalle del pelo del tegumento de la hoja de *Q. petraea*. Lámina obtenida de Amaral Franco (1990).

Árbol de copa regular más o menos ovoide redondeada. Hojas alternas, simples, caducas, lobuladas, con algo de pelo en el envés, desprovistas de orejuelas en la base del limbo que tiene forma de cuña. Pecíolo muy desarrollado (2,5cm) en comparación con el pedúnculo de flores y frutos que son prácticamente sentados. Flores masculinas en amentos. Flores femeninas aisladas o en pequeños grupos, sentadas. Escamas de la cúpula triangulares ovadas, casi planas (sin ápice) o convexas (Figura 3.9.). Bellota de 16 mm aproximadamente y peso medio menor de 4 g (ver apartado 3.2.1.6. clasificación de Vázquez, 1998a). Más exigente en humedad que *Q. pyrenaica*. Está protegida dentro de la Comunidad de Madrid.

Quercus pyrenaica Willd. (Rebollo, melojo, roble negro).

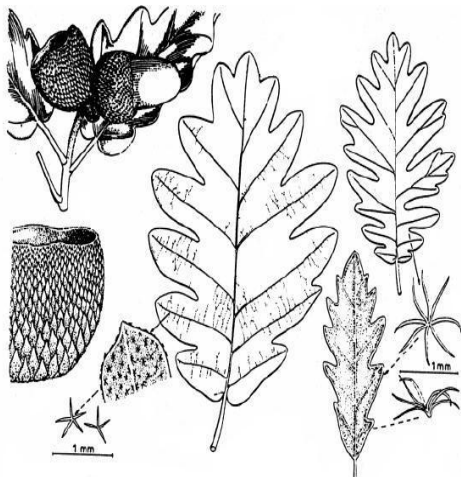


Figura 3.10. Hojas, cúpula, bellota y detalle del pelo del tegumento de la hoja de *Q. pyrenaica*. Lámina obtenida de Amaral Franco (1990).

Árbol de copa irregular lobada. Hojas alternas, simples, caducas o marcescentes, profundamente lobuladas, con el envés tomentoso denso. Pecíolo corto (0,25cm). Flores masculinas dispuestas en amentos de 3-10 cm, tienen de 6-12 estambres. Flores femeninas aisladas o en grupos pequeños, casi sentadas. Las escamas de la cúpula del fruto son más anchas en la base, pequeñas, lineares triangulares en el borde (Figura 3.10.). Bellota de 40 mm aproximadamente, sobre pedúnculo variable y peso medio de 4 ó 5 g (Vázquez, 1998a). Brota muy bien de raíz, pero su madera es de peor calidad que *Q. petraea*, por poseer más taninos.

3.2.1.2. Distribución.

Este género se encuentra ampliamente diversificado, sobre todo, en México y California pero su distribución natural se extiende por todo el hemisferio Norte.

“El Hayedo de Montejo” se ubica en una zona de transición entre el clima mediterráneo y el clima atlántico, ocupando el piso bioclimático supramediterráneo. Así pues, en él se pueden encontrar especies propias de condiciones climáticas intermedias entre ambos climas.

***Q. petraea* (Matt.) Leibl.**

Habita en el Oeste, centro y sur de Europa y Asia occidental, transcaucásica. En la península Ibérica está dispersa por la mitad septentrional, falta en el noroeste (Galicia), desciende hasta el Sistema Central (Somosierra, Ayllón, El Pular) y Serranía de Cuenca (Sierra de Valdemeca). No llega a las islas Baleares ni a Portugal. Sus mejores representaciones están en Navarra, Álava, Cantabria, Asturias y Cataluña (Figura 3.11.).

Su presencia en la vertiente sur oriental del sistema central, en El Hayedo, representa una distribución marginal para esta especie. Ésta, además de la competencia interespecífica, puede ser otra de las causas de la dificultad que encuentra en su reproducción y expansión.



Figura 3.11. Distribución europea y madrileña de *Q. petraea* (izquierda y derecha respectivamente).

***Q. pyrenaica* Willd.**

Habita en el contorno de la región mediterránea occidental: oeste y sudoeste de Francia, llegando hasta el noroeste de África (Marruecos). En la península Ibérica, falta en Baleares, es frecuente en el centro y mitad norte de la península, al sur de la Cordillera Cantábrica, en terrenos calizos y climas secos se hace más escasa, por el sur llega hasta la provincia de Granada, Cádiz, y Málaga, por el este, hasta la Sierra de Prades (Tarragona). (Figura 3.12.).



Figura 3.12. Distribución mundial y madrileña de *Q. pyrenaica* (izquierda y derecha respectivamente).

3.2.1.3. Estación.

***Q. petraea* (Matt.) Leibl.**

Se encuentra en laderas y faldas de montañas, donde soporta suelos más secos y menos profundos que *Q. robur*, a veces vive incluso entre peñas. Prefiere suelos silíceos y sueltos, algo profundos, pero también se le puede encontrar en suelos calizos y oligótrofos. Altitudinalmente sube hasta 1800 m, en Sierra de Valdemeca, aunque normalmente se encuentra entre los 300-1500 m. Se trata de una especie de media montaña o de montaña cuyas masas más extensas se sitúan en la Cordillera Cantábrica y en el Pirineo.

Se pone en contacto con el haya, el abedul y el pino albar, así como con otros *Quercus* con los cuales puede hibridarse.

Q. pyrenaica Willd.

Ocupa las laderas y faldas de montañas de suelos silíceos o calizos descarbonatados. Forma extensos melojares a una altitud de 400-1600 m, aunque puede llegar a 2100 m en Sierra Nevada. Le gustan los suelos sueltos y de textura arenosa y está muy bien adaptado a climas continentales. Como puede soportar heladas suele sustituir altitudinalmente a encinares. Ecológicamente es una especie intermedia entre sus congéneres atlánticos (*Q. petraea* y *Q. robur*) y mediterráneos (*Q. ilex*, *Q. coccifera*, *Q. suber*), por lo que se le puede encontrar en las zonas de transición entre ambos.

3.2.1.4. Fenología.

Quercus petraea es fenológicamente más precoz que *Quercus pyrenaica*, ya que brota a finales de abril mientras que *Q. pyrenaica* lo hace durante la segunda semana de mayo. La pérdidas de yemas florales a lo largo de su desarrollo repercute en el número final de bellotas producidas, pudiendo llegar a valores tan altos como el 50,2% de pérdida de yemas de *Q. petraea* y el 45,3% de *Q. pyrenaica* (durante la primavera y principio de verano del 2008; Perea, 2008).

Las bellotas de *Q. petraea* maduran en septiembre-octubre y caen antes que las de *Q. pyrenaica*, que lo hacen a mediados de octubre-noviembre. Esto supone una desigual oferta para los predadores o dispersores, lo que implica que ambas especies no tienen la misma probabilidad de ser comida o almacenada, siendo favorecida la especie más tardía como se ha sugerido y demostrado para otras especies de *Quercus* con notables diferencias fenológicas (Steele *et al.*, 2007).

La vecería es un fenómeno que condiciona la regeneración natural de casi todas las fagáceas y como tales también afecta a nuestras especies de estudio. Esta variación en la cantidad de fructificación se ve condicionada por las etapas previas a la creación de fruto, como la producción de flores masculinas y femeninas, la polinización y la supervivencia de las flores fecundadas.

Estudios realizados en El Hayedo de Montejo por el grupo de investigación de la Unidad Docente de Anatomía, Fisiología y Genética Vegetal, durante el periodo 2007-2010, profundizan en las causas de la baja e irregular producción de semillas viables para las especies *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea* y *Quercus pyrenaica*. Los resultados demuestran que factores climáticos como temperatura, humedad relativa, precipitación y radiación solar son factores muy importantes en la reproducción, ya que influyen en la producción de flores y en la sincronización de la polinización.

El solapamiento en la polinización de varias especies de *Quercus* cercanas puede dar lugar a la hibridación de éstas. En nuestro caso, como *Q. pyrenaica* es fenológicamente más tardío que *Q. petraea*, el solapamiento sólo puede ser entre polen de *pyrenaica* con flores femeninas de *petraea*. Ello podría sugerir que esta sea una de las muchas causas por las cuales el roble albar no se ha expandido tanto como el Melojo o el Haya en el área de estudio.

3.2.1.5. Tratamientos selvícolas y aplicaciones.

A pesar de que las referencias bibliográficas más abundantes sobre la selvicultura de los robledales de *Q. petraea* en España se centran en el método de beneficio de monte bajo (Ximénez de Embún, 1977; Ruiz de la Torre y Ceballos, 1979), en general, son un claro ejemplo de monte alto. Los cuidados culturales aplicados en la actualidad a esta especie se centran en la clara baja, el clareo en selección positiva o la clara de selección. El tratamiento de regeneración actual para la mayoría de los montes es el Aclareo Sucesivo Uniforme.

En cambio, las masas de *Q. pyrenaica* han estado sometidas durante décadas a un intenso aprovechamiento para obtención de leña (trasmochado o corta a matarrasa). Debido al abandono del campo a mediados del siglo XX y a la sustitución de la madera por otros combustibles, la presión antrópica sobre estas masas ha descendido y como consecuencia la superficie ocupada, el número de pies y el volumen de existencias ha aumentado considerablemente al reactivarse la regeneración natural. La mayoría de los rebollares actuales se encuentran, en estado de monte bravo o latizal, pero la fuerte competencia

con las especies arbustivas, que tienen una regeneración más rápida, limitan el intento de instalación y desarrollo de las especies arbóreas. En las masas ya establecidas, la competencia intraespecífica debido a las excesivas espesuras en que se encuentran estas masas condicionan el crecimiento de los chirpiales (Serrada, 2004). Los cuidados culturales deberían centrarse en lo que llamamos resalveos de conversión a monte alto. En el caso de El Hayedo de Montejo estos cuidados deberían ser claras o clareos pues la mayoría del regenerado es por semilla.

Las aplicaciones del género *Quercus* son múltiples y muy extendidas popularmente. Este género aporta numerosas materias primas como madera, leñas, corcho y gran cantidad de frutos comestibles, imprescindibles para el ganado y la fauna silvestre. La madera, rica en taninos, se usa para curtir pieles, también es muy apreciada en carpintería y ebanistería. Algunas especies se cultivan para la producción de hongos. Tienen usos medicinales (efectos astringentes) y ornamentales. Pero además, son generadoras de suelo, con la aportación de materia orgánica proveniente de la hojarasca, evolucionan los perfiles del suelo y, con el desarrollo de sus sistemas radicales, mejoran su estructura. Crean microclimas en el interior de las formaciones arbóreas, proporcionan refugio a multitud de especies animales y además fijan CO₂. En conclusión, mejoran el hábitat donde se localizan.

Un ejemplo de la importancia de este género en la mejora del hábitat es “El Plan de Repoblaciones de la Comunidad de Madrid” de la Dirección General del Medio Natural de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, para el periodo 2006-2010. Este plan incluye repoblaciones de varios tipos con especies del género *Quercus*, para todo el territorio de la Comunidad de Madrid

3.2.1.6. Las bellotas y su germinación.

Las semillas del género *Quercus* son del tipo recalcitrante (no ortodoxas). Su viabilidad no resiste los efectos de la sequedad ni del frío excesivo. Por tanto, para ser conservadas durante largos periodos de tiempo es necesario que se controlen ambos parámetros. Por

ejemplo, las bellotas pueden mantener su viabilidad más de dos años si se conservan a temperaturas bajas (menores de 10⁰C, pero siempre sobre cero) y procurando que no se des sequen (mantener 25% de humedad como mínimo; Bonner, 1974a; Wang, 1974). De lo contrario, pueden sufrir daños en las proteínas y lípidos de la membrana celular que las dejaría inviabilas. Su almacenamiento debe ser en frío y húmedo. Tylkowski, en 1977, estudió el almacenamiento de bellotas de *Q. robur* demostrando que se consiguen mejores resultados almacenándolas a altos niveles de concentración de CO₂ que a bajos.

Por lo general, puede considerarse como un fruto mediano-grande, mayor de 2 cm de longitud. El tamaño se determina a partir del producto de dos dimensiones diametralmente opuestas, la longitud (H) y la anchura máxima (A), ambos en milímetros. Su peso depende del contenido de humedad, de las plagas y de las heladas (López-Carrasco *et al.*, 2004). Para *Q. ilex*, éste puede variar hasta un 30% por factores ambientales, el manejo del entorno y de la cantidad de bellotas producidas (Vázquez *et al.*, 2001 y Fernández *et al.* 2004). Según Vázquez (1998a), se puede establecer tres categorías de peso: grandes (> 8g), intermedias (4-8g) y pequeñas (< 4g).

La bellota es una especie de aquenio protegido por una cúpula de brácteas en la parte basal, de la cual se desprende fácilmente. Su estructura interna está formada por un pericarpio duro (la testa) y el endospermo (los dos cotiledones de gran tamaño) que envuelven al minúsculo embrión, situado en el ápice de la semilla, el cual suele ocupar el 1% del tamaño de la bellota (0'12% en volumen, para *Q. pyrenaica*; Perea, 2011a). Entre ambas capas, pericarpio y endospermo, se sitúa una membrana llamada cubierta seminal (Figura 3.13.).

El pericarpio protege al contenido de la semilla de la desecación, de daños mecánicos o ataques por hongos, bacterias e insectos y, en muchos casos, también está relacionada con el control de la germinación. Esto lo consigue gracias a dormancia o latencia de las semillas. Existen varios mecanismos con los que el pericarpio no deja germinar a la bellota hasta que se den las condiciones adecuadas, como por ejemplo, la impermeabilidad ante el agua y el oxígeno (evitando el intercambio gaseoso y de humedad entre el interior y el

exterior de la semilla), la concentración de compuestos fenólicos (sustancias inhibitoras del desarrollo del embrión) o la resistencia opuesta por la cáscara ante el crecimiento del embrión (Peterson, 1983). Otra posible causa de dormancia es la presencia de microorganismos en el pericarpio de la bellota (Vozzo, 1984), los cuales pueden entorpecer los procesos que se dan en la germinación evitando ésta.

El endospermo ocupa la mayor parte del volumen de la semilla, hasta que el embrión empieza a desarrollarse a sus expensas de manera que éste decrece y el embrión aumenta de tamaño. La cantidad acumulada de estas sustancias nutritivas en los cotiledones es tan grande que se ha sugerido que el excedente de reservas podría ser una recompensa para el animal que ayude a la dispersión de la semilla. En ocasiones no es suficiente y el animal consume toda la bellota (Perea *et al.*, 2011a).

La cáscara (testa) es rica en taninos y lignina, lo que afecta a la toxicidad y digestibilidad de la semilla respectivamente (podría ser este un mecanismo de defensa contra el consumo total de la misma) y la pulpa (endospermo) es rica en glúcidos y en lípidos, con un alto contenido de ácido oleico (Rodríguez-Estévez *et al.*, 2008). Sin embargo tienen un porcentaje muy bajo de proteínas (Rodríguez-Estévez *et al.*, 2008).

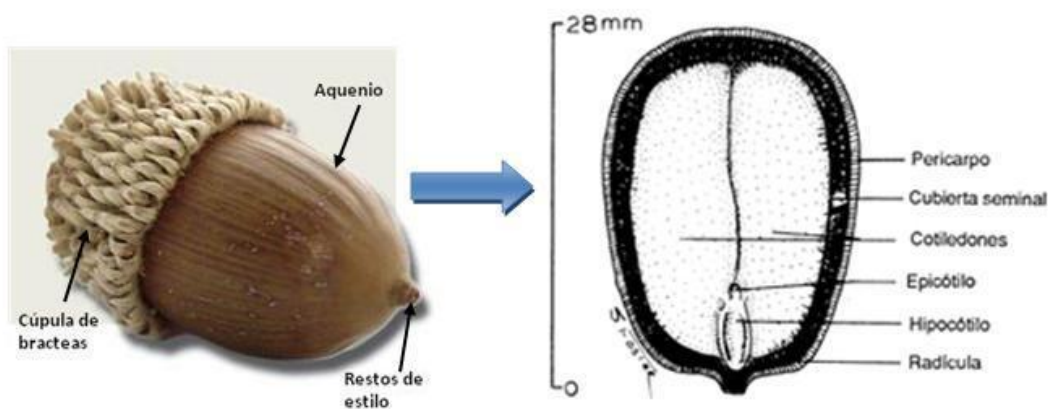


Figura 3.13. Partes de una bellota. Las imágenes se obtuvieron de la página de internet www.venelogia.com.

La germinación es un proceso que consta de tres etapas parcialmente simultáneas:

1º) Absorción de agua: la radícula absorbe agua y se hincha ejerciendo una presión sobre la cubierta seminal que acaba por abrirse, normalmente en este punto, para liberar la radícula (Willian, 1991).

2º) Actividad enzimática, incremento de la respiración del embrión y asimilación de alimento almacenado, lo que se traduce en el crecimiento del embrión.

3º) Engrandecimiento y divisiones celulares; lo que tiene como consecuencia la aparición de la radícula y la plúmula (Evenari, 1957, citado por Willian, 1991).

Aunque la dormancia de las semillas de algunas especies de *Quercus* es un fenómeno natural de protección de la regeneración, es necesario entenderla y controlarla para un manejo más práctico de la silvicultura. Existen sustancias reguladoras que influyen en el proceso de germinación de las semillas. Ejemplos de ello son el ácido abscísico (ABA) y el ácido indoleacético (IAA) (Nikolaeva, 1968), que actúan conjuntamente y las giberelinas (GAs), entre otras.

El ácido abscísico, es un regulador esencial del crecimiento de las plantas que se encuentra en pequeñas cantidades en todos los tejidos vegetales. El ABA desempeña un papel importante en la latencia de las semillas ya que inhibe la germinación. Este ácido, junto con el IAA, se encuentra en grandes cantidades cuando la bellota se está desarrollando, pero los niveles de ambos decrecen a medida que ésta llega a la madurez (Blanche, 1981; Hopper and Vozzo, 1982). La concentración de ABA está igualmente distribuida en los cotiledones y el pericarpio mientras que la de IAA es mayor en los primeros.

Las giberelinas son hormonas que afectan, regulan o modulan el crecimiento de la planta y la germinación de las semillas. Además pueden sustituir los requerimientos ambientales que precisan muchas semillas para germinar (Pardos, 2001). Por su parte, las giberelinas inducen la conjugación del ABA por lo que eliminan o atenúan la dormancia. Así pues, es posible que si se tratan las semillas almacenadas con giberelina, además de estratificarlas, se consiga favorecer su germinación (Azcón-Bieto y Talón, 2003). De todas la giberelinas descritas hasta ahora, solo unas pocas poseen actividad biológica para la regulación del

desarrollo de las plantas, GA1, GA4, GA3 y GA7. Las restantes son precursoras de la degradación de las GAs activas (Kobayashi *et al.*, 2000). Actualmente se conocen al menos 136 GAs diferentes presentes en plantas, hongos y bacterias, a las que se les ha asignado un número (GA1, 2, 3,... n) según el orden cronológico de su descubrimiento (Mac Millan y Takahashi, 1968). La giberelina disponible comercialmente es el ácido giberélico o GA3, que se obtiene por fermentación de los extractos del hongo *Gibberella*.

3.2.2. El ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*).

3.2.2.1. Clasificación taxonómica y descripción morfológica.

Filo: Chordata; Clase: Mammalia; Orden: Rodentia; Familia: Muridae; Subfamilia: Murinae; Género: *Apodemus* (Kaup, 1829, citado por Torre *et al.*, 2002).

El ratón de campo (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758), a pesar de tener una longevidad muy corta y siempre amenazada por depredadores, es muy común en todo el territorio peninsular debido a su gran facilidad para adaptarse a casi todo tipo de hábitats y a su espléndida capacidad reproductiva.

Su longitud corporal es de 11 cm aproximadamente, a los que hay que añadir otros 10 cm más o menos de la longitud de la cola y su peso varía entre 20 y 35 gramos, pero no suele sobrepasar los 40 g. A parte de la diferencia de tamaño entre sexos (la hembra es menor que el macho), no existen más dimorfismos sexuales (Alcántara y Díaz, 1996).

En su voluminosa cabeza resaltan un par de ojos negros, grandes y sobresalientes (adaptados a la visión nocturna), una región nasal estrecha y alargada, un par de incisivos prominentes y seis molares en cada mandíbula (16 dientes en total) y unas orejas bien desarrolladas, con los pabellones auriculares erectos. Su cuerpo es esbelto donde destacan unas patas posteriores largas y desarrolladas (más de 2 cm de longitud), adaptadas al salto, y una cola larga poblada de pelo corto.

La edad del ratón de campo, puede determinarse visualmente observando su pelaje. Se puede conocer su madurez gracias a que sufre varias mudas diferenciadas en cada ciclo de

su vida. Los individuos juveniles presentan un pelaje grisáceo desde el nacimiento que se mantiene uno o dos meses. Le sucede el pelaje subadulto que ya muestra tonalidades parduscas con algún reflejo rojizo en la zona dorsal y, por último, aparece el pelaje del individuo adulto que es marrón con tonalidades rojizas, las cuales van aumentando de intensidad en las sucesivas mudas. En la zona ventral, su coloración es clara, de un color crema casi blanquecino (Gosálbez, 1987).

Para diferenciar el ratón de campo de otras especies de ratones, con las que comparte territorio y puede confundirse, tendremos que fijarnos en los rasgos anatómicos más característicos de cada especie. (Figura. 3.14.). También se puede recurrir a la diferencia en la distribución de los tubérculos molares (Gosálbez, 1987; Arrizabalaga *et al.*, 1999).



Figura 3.14. Comparación morfológica del ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*, a la derecha) con el ratón moruno (*Mus spretus*, centro) y el ratón leonado (*Apodemus flavicollis*, izquierda). Las fotos son propiedad de Milos Andera (ratón de campo), José Ángel Rodríguez (ratón moruno) y Josef Hlasek (ratón leonado).

La diferencia principal entre el ratón de campo y el ratón moruno (*Mus spretus*) es el tamaño de la cola, en el ratón moruno es notoriamente menor que en el ratón de campo, de forma que si en el ratón de campo la longitud de la cola es igual o superior a la longitud de la cabeza más el cuerpo, en el ratón moruno no lo es. Con el ratón casero o doméstico (*Mus musculus = Mus domesticus*), la mayor diferencia está en la coloración del pelaje, el ratón doméstico es gris y el ratón de campo es marrón-rojizo, además la longitud de las patas traseras en el doméstico es inferior a los 1,6 cm de longitud, mientras que en el

ratón de campo supera los 2 cm. Las diferencias del ratón de campo con el ratón leonado (*Apodemus flavicollis*) son que este último, el leonado, es de mayor tamaño, de coloración más clara y brillante en el dorso y más blanca en la zona ventral.

3.2.2.2. Distribución.

El género *Apodemus* tiene una amplia representación mundial. Integrado por quince especies (Nowak, 1991; Tabla 3.1), ya sólo la especie *Apodemus sylvaticus* tiene hasta treinta y dos subespecies descritas en todo el rango de su distribución. Existe otro género de gran semejanza a este, se trata del género *Peromyscus*, el cual englobaría a los ratones de campo del continente americano (Montgomery, 1989a).

El ratón de campo no está presente de forma natural en las Islas Canarias ni en las Azores, pero sí en el resto de islas, sobre todo en las mediterráneas. Se le puede encontrar desde la península Ibérica hasta el sudoeste de Asia e Himalaya y desde el norte de África al sur de Escandinavia (Montgomery, 1999).

En la Península, el género *Apodemus* tiene dos especies representativas: el ratón de campo (*A. sylvaticus*), descrito por Linnaeus en 1758, y el ratón leonado (*A. flavicollis*), descrito por Melchior en 1834, menos conocido. En las zonas de transición entre sus respectivas distribuciones, las similitudes morfológicas entre ambas especies se acentúan tanto que se hace necesario incluso análisis genéticos para su diferenciación (Arrizabalaga *et al.*, 1999).

De la especie *A. sylvaticus*, para el territorio español, se han descrito dos subespecies peninsulares: *A. sylvaticus callipides* (Cabrera, 1907), endemismo ibérico (García-Perea y Gisbert, 1997) que ocupa el norte de la Península, y *A. sylvaticus dichruru* (Rafinesque, 1814) más pequeño y claro que ocupa el resto y parte de las Baleares. Y otras dos subespecies propias de las Islas Baleares: *A. sylvaticus eivissensis* (Alcover, 1977) en Ibiza y *A. sylvaticus frumentariae* (Sans-Coma y Kahmann, 1977) en Formentera. Y una en el norte de África, en Ceuta y en Melilla, *A. sylvaticus hayi* (Jubete, 2002).

Tabla 3.1. Rangos de distribución mundial de las especies principales del género *Apodemus* (Nowak, 1991).

ESPECIES	DISTRIBUCIÓN
<i>Apodemus mystacinus</i>	Balcanes, Islas del Egeo, Asia Menor
<i>Apodemus flavicollis</i>	Europa, Asia Menor y Palestina
<i>Apodemus sylvaticus</i>	Toda Europa, Asia, Norte de Africa
<i>Apodemus krkensis</i>	Islas Krk (antigua Yugoslavia)
<i>Apodemus peninsulae</i>	Siberia, China, Corea, Japón
<i>Apodemus draco</i>	China, Asma, Burma y Taiwán
<i>Apodemus speciosus</i>	Japón
<i>Apodemus navigator</i>	Islas Kuriles
<i>Apodemus argenteus</i>	Japón
<i>Apodemus latronum</i>	China, Burma
<i>Apodemus microps</i>	Centro y Este de Europa
<i>Apodemus gurkha</i>	Nepal
<i>Apodemus alpicola</i>	Alpes (Europa)
<i>Apodemus agrarius</i>	Centro y Este de Europa, Asia
<i>Apodemus chevrieri</i>	China

3.2.2.3. Hábitat.

Este micromamífero ocupa una gran variedad de hábitats. Se desenvuelve bien tanto en bosques de clima atlántico (Fons *et al.*, 1980; Janeau, 1980; Fa *et al.*, 1992 y Castián, 1994), como bosques mediterráneos (Gosàlbez, 1987 y Castián y Gonsàlbez, 2001), zonas de matorral (Alcántara, 1989), zonas de cultivo de cereales deforestados y dehesas (Delibes, 1985; Camacho y Moreno, 1989 y Díaz *et al.*, 1993) e incluso pastizales de montaña (Alcántara y Tellería, 1991; Díaz, 1991; Torre *et al.*, 1999 y Torre y Díaz, 2004). También se le puede encontrar en parques y jardines de zonas periurbanas (Montgomery, 1999).

Podemos localizarlo desde el nivel del mar hasta la alta montaña (2500 m de altitud). Está presente en el piso subalpino y su población disminuye con el aumento de altitud, por lo que es más abundante en pisos inferiores (Janeau, 1980; Delibes, 1985; Alcántara, 1992 y

Mariné *et al.*, 2001). Esto es debido a que las condiciones climáticas desfavorables de la alta montaña, limitan la presencia de vegetación que aporta refugio y alimento.

En los bosques norteños, el ratón de campo es desplazado por el ratón leonado (*Apodemus flavicollis*) (Castién, 1994) y en pastizales y herbazales abiertos llega incluso a ser sustituido por otros ratones como el ratón moruno (*Mus spretus*) (Camacho y Moreno, 1989; Torre *et al.*, 1999; Torre y Díaz, 2004). La menor presencia de este roedor en las dehesas, comparado con los cultivos de cereales, podría explicarse por un alto riesgo de depredación al no haber suficiente cobertura de matorral (Díaz *et al.*, 1993; Pulido *et al.* 2001; Pulido y Díaz, 2002). A cambio, la menor densidad de la población y la disponibilidad de abundante alimento explicarían la mejor condición corporal de los ratones en las dehesas (Díaz *et al.*, 1993).

En general, la selección de hábitats no es la misma a lo largo del año. Tiende a ocupar más variedad de medios en verano que en invierno. Cuando las condiciones son adversas, el ratón de campo prefiere lugares con un tipo de vegetación arbustiva que le aporte confort y protección, con suelos no roturados para poder hacer fácilmente sus madrigueras, (Camacho y Moreno, 1989; Alcántara y Tellería, 1991; Díaz, 1992; García *et al.*, 1998 y Alba *et al.*, 2001).

Se trata de una especie bien adaptada a zonas de clima mediterráneo bastante áridas (Montgomery, 1999) y pionera en la recolonización de territorios recientemente incendiados (Arrizabalaga y Llimona, 1996; Torre y Díaz ,2004). Sin embargo, es muy vulnerable a la actividad humana. Los aprovechamientos forestales que implican una gran pérdida de masa forestal, como la tala a matarrasa, serían un ejemplo de influencia negativa en la población de este ratón, en cambio, los clareos podrían tener una influencia positiva (Torre *et al.* 2001; Castién y Gonsàlbez, 2001). Por el contrario, el sobrepastoreo sería un claro ejemplo de influencia negativa ya que al desaparecer algunas especies vegetales disminuye la disponibilidad de alimento y al aumentar la compactación del suelo aumenta también la dificultad de la excavación de madrigueras y galerías, por lo que se reduce la disponibilidad de refugio para el animal (Torre *et al.*, 1999).

3.2.2.4. Biología.

Tiene una baja esperanza de vida, entre 6 meses y 2 años (4 años excepcionalmente), lo que compensan con una capacidad reproductiva muy alta de estrategia “r” (maduración sexual precoz, celo en varias épocas del año, corta gestación y abundante camada). La madurez sexual de los machos es más temprana que la de las hembras (con dos y tres meses de vida respectivamente, en condiciones de laboratorio) y son polígamos (Clarke, 1985; Zizkova y Frynta, 1996).

Los roedores de ambos sexos son territoriales, pero si los territorios de los machos no son exclusivos (hay solapamientos con los de otros machos y hembras), los de las hembras sí lo son, sobre todo, respecto de otras hembras (Wolton, 1983, 1985; Montgomery y Gurnell, 1985).

La época de celo del ratón de campo está condicionada por la disponibilidad de alimento y el aumento de horas de luz y de temperatura, siendo generalmente a finales de la primavera y a principios de otoño (Wolton, 1983; Montgomery y Gurnell, 1985). Cuando se dan las condiciones ambientales adecuadas, la hembra empieza a ovular espontáneamente, ya que no tiene que invertir toda su energía en mantener la temperatura corporal. Esa energía extra se invierte entonces en la reproducción (Clarke, 1985). En general, se suele establecer el periodo de cría entre la primavera y el otoño para el territorio peninsular, pero puede estar sexualmente activo todo el año, sobre todo en lugares de clima suave (Fons y Saint-Girons, 1993).

La gestación dura de 20 a 32 días y las hembras vuelven a estar receptivas tras el parto (Clarke, 1985). La época de nacimientos suele coincidir con la primavera y otoño y el número de crías por camada varía entre 1 y 11, siendo lo normal de 4-7 (Sans-Coma *et al.*, 1987). En el parto, la hembra deposita a las crías en el interior de la madriguera, acondicionada con hojas secas y hierba. Éstas nacen sin pelo, con los párpados pegados, sordos y con un peso de 1 ó 2 gramos. La lactancia suele durar 13 días, mientras las crías no tienen incisivos.

3.2.2.5. Alimentación.

En cuanto a su alimentación, está condicionada a las oportunidades que ofrece el entorno y que él aprovecha. Su dieta se basa en un 70% aproximadamente de frutos secos, frutos carnosos y semillas (Castián y Gosálbez, 2001) y un 15% de invertebrados (Hansson, 1985). También comen hongos, hierbas y flores (Hansson, 1985; Blanco, 1998; Castián y Gosálbez, 2001). Se ha descrito la conducta de que los ratones muy jóvenes, se alimentan de las heces de la madre, ricas en vitamina B₁₂ y microflora, necesarias para la digestión de la celulosa, de este modo se favorece la digestión de los alimentos vegetales (*Fichas de Fauna Silvestre Ibérica*. Revista Digital Sierra de Baza, 2004-2007. http://www.sierradebaza.org/Fichas_fauna/05_03_ratón-campo/ratón_campo.htm).

3.2.2.6. Dinámica poblacional.

Varios factores, entre ellos la disponibilidad de alimento y la tasa de depredación, intervienen en la fluctuación interanual de la densidad poblacional del ratón de campo. Para la región mediterránea, ésta se observa como un aumento de población en otoño e invierno y una disminución en verano (Fons y Saint-Girons, 1993). La región centro y norte de Europa presenta un patrón diferente, decrece en invierno, cuando escasea el alimento, y crece a finales de verano, cuando hay mayor disponibilidad, (Montgomery, 1989b). Pero en algunas zonas montañosas peninsulares, como el Sistema Central, el patrón poblacional es más parecido al centroeuropeo que al mediterráneo (Alcántara, 1992), y en otras zonas de ambiente alpino, como los Pirineos, el patrón está limitado por la disponibilidad de alimento y las condiciones invernales adversas (con mínimos en invierno y máximos en el otoño siguiente; Sans-Coma y Gosálbez, 1976; Comas *et al.*, 1997; Torre *et al.*, 2002).

Aparte de los factores extrínsecos que limitan la dinámica poblacional del ratón de campo, se han descrito mecanismos reguladores intrínsecos que impiden el crecimiento poblacional excesivo. De tal manera que cuanto mayor es la densidad menor es el crecimiento poblacional (Montgomery, 1989b). La inhibición de la reproducción en las hembras en estos períodos de alta densidad poblacional (Montgomery 1989c), podría

explicarse por la cantidad de espacio disponible que asegure el alimento. Al ser el ratón de campo territorial, sobre todo en época de celo, son ellas las que tienen el papel más relevante en esta regulación. Con su agresividad hacia otras hembras, normalmente subadultas que se introducen en sus territorios, evitan la reproducción de éstas e incluso en casos extremos son capaces de cometer infanticidio (Montgomery, 1997).

3.2.2.7. Patrones de actividad.

Los ratones de campo concentran su actividad en zonas de elevada cobertura de arbustos cuando viven en hábitats con alto riesgo de depredación (García, 1993) o cuando se da la circunstancia de noches con elevada iluminación lunar (Díaz, 1992) y en etapas avanzadas de la sucesión tras incendios, en comparación con etapas más tempranas, (Torre y Díaz, 2004).

En el Norte de Europa, este roedor muestra un patrón distinto de la región mediterránea, siendo bifásico durante las largas noches de invierno y monofásico en las cortas noches de verano (Wolton 1983). En cambio, en la región mediterránea, se observa un patrón de actividad monofásico durante el otoño-invierno (Torre *et al.*, 2002). En el patrón bifásico la actividad se concentra entre las dos y cuatro horas siguientes a la puesta del sol y entre las dos y cuatro horas previas a la salida de éste, pero para el patrón monofásico el máximo de actividad se centra en la mitad de la noche (Montgomery y Gurnell, 1985).

El inicio de la actividad viene marcado por la intensidad lumínica, la actividad comienza con niveles bajos y cesa al incrementarse éstos, también disminuye la actividad durante ciertas fases del ciclo lunar (Kikkawa 1964). El tiempo total activo depende de la temperatura ambiente en la época no reproductora (Corp *et al.* 1997)

Las áreas de campeo son variables con la edad, el sexo, la época del año y la calidad del hábitat (Wolton y Flowerdew, 1985; Akbar y Gorman, 1993b). Los machos poseen áreas de campeo mayores que las hembras, estas pueden variar desde 3.500 m² (en época reproductora) hasta 1.000 m² (en no reproductora), pueden llegar a ser mucho más grandes si el hábitat es especialmente poco productivo (Corp *et al.*, 1997).

3.2.2.8. Hábitos y costumbres.

Se trata de un pequeño roedor de hábitos esencialmente nocturnos, aunque puede estar activo durante el día (Montgomery y Gurnell, 1985). Tiene tendencia al acopio y almacenamiento de alimentos y es poco receloso a nuevos ambientes.

Vivir entre tanta oscuridad ha hecho que su sentido de la vista quede relegado a un segundo plano, aunque no es ciego. El oído y el olfato son la base de su comunicación con el entorno. Es capaz de reconocer y emitir sonidos a frecuencias que el ser humano no puede oír (Stoddart y Sales, 1985; Torre *et al.*, 2002) y de detectar olores producidos por sus congéneres para obtener abundante información sobre ellos (Stoddart y Sales, 1985). Sin embargo, no es capaz de detectar aquellos depredadores con los que no ha tenido ningún contacto previo (Stoddart y Sales, 1985; Torre *et al.*, 2002). Esto sugiere que aprende con la experiencia (Muñoz y Bonal, 2008).

Para detectar la existencia de este micromamífero hay que observar la presencia de frutos secos como almendras, avellanas o nueces marcadas con una corona junto a un corte muy redondeado y perfecto. Esta marca temporal es debida a que el ratón perfora la cáscara del fruto e introduce los incisivos inferiores que atacan la cáscara desde dentro hacia fuera a la vez que lo agarra con las manos y lo hace girar mientras que lo va royendo. Los incisivos superiores dejan marcado el surco característico, exterior al borde del agujero de la cáscara.

3.2.2.9. Importancia del ratón de campo.

Se ha utilizado en ecotoxicología como bioindicador de la contaminación ambiental, de modo que se ha determinado que donde está presente el ratón de campo es un ecosistema que carece de contaminación y goza de buena salud natural (Unidad de Toxicología Experimental y Ecotoxicología del Parque Científico de Barcelona; Fichas de Fauna Silvestre Ibérica. *Revista Digital Sierra de Baza*, 2004-2007).

Es la base alimenticia de multitud de especies animales. La lista de depredadores que se alimentan de él es larga y variada, desde pequeños carnívoros como la gineta o el gato

montés, aves rapaces diurnas y nocturnas como el cárabo hasta reptiles como la víbora. Para defenderse de este acoso desarrolla su actividad con mucho sigilo en lugares con abundante cobertura arbustiva (Torre *et al.*, 2002) y utilizando vías de paso y áreas seguras (King, 1985).

El papel dual de depredador/dispersor de semillas que desempeña el ratón de campo en las masas forestales es clave, ya que en ambos casos determina el número de individuos nuevos (plántulas) que pueden incorporarse a la masa (Torre *et al.*, 2002).

Si nos fijamos solamente en la faceta del ratón como depredador de bellotas, se ha llegado a demostrar que los ratones de campo, de menos de 36 gramos de peso, no son capaces de consumir por completo bellotas grandes (más 13 gramos), dejando parte de ellas sin consumir. Mientras el embrión sobreviva a este ataque, la bellota podrá germinar dando lugar a nuevos individuos (Perea, 2011a).

Por otra parte, la recogida de bellotas que eventualmente no son consumidas y el almacenaje de éstas en lugares adecuados para la germinación y supervivencia de las plántulas es tal, que el efecto neto de la actividad del ratón es la dispersión de cierto número de bellotas a lugares donde pueden prosperar (Pulido y Díaz 2002, 2003). De hecho, parece que la falta de regeneración natural de los encinares adherados se debe a la falta de matorrales que puedan servir como refugio tanto a los ratones de campo dispersores como a las plántulas germinadas a partir de bellotas dispersadas por estos ratones (Pulido *et al.*, 2001; Pulido y Díaz, 2002, 2003).

3.3. Metodología y Diseño experimental.

Los experimentos realizados han sido diseñados para intentar demostrar las hipótesis de partida (1ª El principal predador/dispersor de bellotas es el ratón de campo, 2ª Las especies de *Quercus* con bellota de mayor tamaño son preferidas frente a las de tamaño menor, 3ª Factores ambientales como luminosidad lunar y presencia de matorral influyen en la velocidad y cantidad de semilla movilizada pero no en la preferencia de éstas) y alcanzar el objetivo principal de este estudio (determinar la influencia de factores ambientales, como luminosidad lunar y presencia de matorral, y de características de la semilla, como el tamaño, el peso y la especie, en la actividad selectiva y dispersora de bellotas de siete especies del género *Quercus* de clima mediterráneo-templado en la península Ibérica, para conocer el comportamiento dispersor de los roedores y sus posibles implicaciones en la regeneración y composición de los bosques mixtos de *Quercus*).

El comportamiento de selección y dispersión de semillas por parte del ratón de campo no es siempre el mismo ya que está influenciado por ciertos factores medioambientales directamente relacionados con el riesgo de ser depredados por otros animales. La combinación de altos niveles de luminosidad y escasa cobertura del matorral hacen que el animal se sienta inseguro y que realice una selección más rápida e improvisada de las semillas. Suponemos que en condiciones de mayor seguridad para su integridad física la selección sería distinta.

Los niveles de luminosidad nocturna se deben tanto a la fase lunar en la que se encuentra el astro, como a su posición en el cielo a lo largo de la noche y al grado de nubosidad del cielo en ese momento. Creemos que con altos niveles de luminosidad (luna llena, media noche y cielo despejado) los roedores tendrán menor actividad y practicarán una selección de bellotas menos cuidadosa que con niveles más bajos. En las zonas de claros, los altos niveles de luminosidad junto con la escasez de refugio ante depredadores hacen que aumente el riesgo para los roedores, por lo que se espera que, bajo estas condiciones, la actividad del ratón sea mínima e improvisada. En el caso contrario, con condiciones de

cobertura densa del matorral y poca luminosidad, se esperaría mayor actividad con un comportamiento selectivo/dispersor más relajado y preciso por parte del ratón, incluso discriminatorio de bellotas de baja calidad.

Los estudios llevados a cabo han sido los siguientes:

1. Influencia de factores ambientales (luminosidad de la luna y microhábitat) en la selección de semillas respecto de sus características intrínsecas (peso y tamaño).
2. Influencia de los mismos factores ambientales en la selección de semillas respecto de características extrínsecas a las bellotas, como por ejemplo, la especie a la que pertenece.
3. Influencia de los mismos en la caracterización de la actividad del ratón de campo (tiempo de selección y manejo de la semilla, número de visitas, su rapidez de movilización de semillas y momentos de mayor actividad).

3.3.1. Experimento de selección y movilización de bellotas bajo diferentes condiciones de luminosidad y cobertura vegetal.

Los objetivos de este experimento son confirmar que el ratón de campo es la especie principal consumidora/dispersora de bellotas y que su actividad selectiva de semillas no se realiza al azar. Ciertos factores ambientales, como los anteriormente nombrados, influyen en los patrones de actividad de estos roedores además de en la selección y desplazamiento de las semillas. En línea con la hipótesis de partida, se espera que en condiciones de seguridad y cuando se le presente la oportunidad, el ratón de campo demuestre una preferencia por cierto tipo de bellotas.

Estudios previos revelaron que el ratón de campo es el principal dispersor de bellotas con una densidad estimada de 9,63 individuos por hectárea (Perea, 2008). Para ratificar que el consumo y la dispersión de las bellotas fueron realizados por esta especie, se empleó la técnica de foto-trampeo. Ésta consiste en vigilar con cámaras de vídeo los puntos donde se ofrecen las semillas.

Para determinar la selección de bellotas por parte del ratón de campo se colocaron bellotas de siete especies de *Quercus*, tal y como se describe en el apartado 3.3.1.2.

3.3.1.1. Obtención, selección, preparación y almacenamiento de las bellotas.

Esta fase fue previa al experimento en sí. Parte de las bellotas fueron recolectadas en el área de estudio y el resto proporcionada por el vivero “El Serranillo” (Guadalajara).

Se utilizaron siete especies diferentes de *Quercus* mediterráneos (*Q. suber*, *Q. faginea*, *Q. ilex*, *Q. coccifera*, *Q. robur*, *Q. pyrenaica* y *Q. petraea*). La razón de ello fue el interés en conocer la selección realizada por el ratón de campo en un bosque mixto de este género, formación muy común en la península Ibérica, donde suelen solaparse dos, tres o más especies en un mismo hábitat.

Las bellotas fueron seleccionadas por especie y tamaño. La clasificación del tamaño se hizo considerando dos categorías; tamaño pequeño (menos de 4,0 gramos de peso) y tamaño grande (más de 5,0 gramos; Tabla 3.2.). El estado sanitario de las semillas se comprobó visualmente desechando aquellas bellotas que tuvieran hongos, estuvieran huecas o presentaran orificios de entrada/salida de curcúlios o tortrícidos.

Aquellas bellotas seleccionadas (sanas) fueron separadas de su cúpula, medidas (longitud y anchura máxima), pesadas (con precisión de centésima de gramo) y marcadas numéricamente con rotulador permanente para su posterior identificación en campo. Posteriormente se repartieron formando ocho grupos de bellotas, uno para cada estación de aprovisionamiento. Este proceso se repitió ocho veces a lo largo de los cuatro meses que duró el experimento, una vez por cada ensayo.

Los grupos se componían de 70 bellotas (10 bellotas de cada una de estas especies; *Q. suber*, *Q. faginea*, *Q. coccifera*, *Q. robur*, *Q. petraea*, *Q. ilex* y *Q. pyrenaica*). En total, se prepararon 560 bellotas para cada ensayo (70 bellotas x 8 estaciones) y 4.480 bellotas para todo el experimento (70 bellotas x 8 estaciones x 2 ensayos al mes x 4 meses).

El almacenamiento de las bellotas se realizó durante 4 meses (todo el experimento) en bolsas de polietileno cerradas, sin tratamiento alguno, separadas por especie y dentro de cámaras frigoríficas a una temperatura media de 3°C.

Tabla 3.2. Tabla resumen de algunas características de las bellotas utilizadas, como los pesos medios por especie (peso medio \pm CI, en gramos), el clima al que están adaptadas y algo de su morfología. CI es el 95% de intervalo de confianza. Los números que aparecen en la columna “Concurrencia” se refieren a las especies con las que cada una se mezcla en bosques mixtos. Éstas previamente han sido numeradas en la columna “Número”.

Especie	Número	Peso medio de la bellota ofertada (g).	Clima	Hábito foliar	Concurrencia con otras especies
<i>Q. ilex</i>	1	3.68 \pm 1.14	Mediterráneo	Perennifolio	2,3,4,5
<i>Q. suber</i>	2	5.68 \pm 1.89	Mediterráneo	Perennifolio	1,3,4,5
<i>Q. coccifera</i>	3	3.10 \pm 1.69	Mediterráneo	Perennifolio	1,2,4,5
<i>Q. faginea</i>	4	2.56 \pm 1.21	Submediterráneo	Marcescente	1,2,3,5,6
<i>Q. pyrenaica</i>	5	4.82 \pm 1.16	Submediterráneo	Marcescente	1,2,3,4,6
<i>Q. petraea</i>	6	3.89 \pm 0.97	Templado	Caduco	4,5,7
<i>Q. robur</i>	7	4.12 \pm 1.16	Templado	Caduco	5,6

El material utilizado en la preparación de las semillas fue: una báscula digital para pesar las bellotas con precisión de centésima de gramo, un calibre digital de 6"/150 mm de precisión para tomar medidas de la semilla con precisión de centésima de centímetro, un rotulador fino, negro e indeleble para que no se borre la numeración con la lluvia y bolsas de plástico para la separación de los grupos de cada estación de aprovisionamiento (Figura 3.15.).



Figura 3.15. Material utilizado en la preparación de las semillas: báscula digital modelo PCE bsh.1000 (izquierda arriba), calibre digital marca Rebalng (derecha), rotulador indeleble negro y bolsas de plástico (centro).

3.3.1.2. Diseño experimental del foto-trampeo.

Se tomaron cuatro puntos dispersos por toda el área de estudio (rodal 3 y 8, apartado 3.1.2.). Dos se colocaron en robledal puro y dos en robledal mixto (roble con haya). En cada punto se localizaron dos microhábitats: uno de matorral perennifolio denso (formado por especies arbustivas como *Rubus* sp. y *Erica arborea*) y el otro de claro (formado por hojarasca, herbáceas y restos vegetales en descomposición). En cada microhábitat se ubicó una estación de aprovisionamiento de semillas, donde se colocó un grupo de bellotas previamente preparado (apartado 3.3.1.1.). Cada montón de bellotas fue tapado con una malla metálica para impedir el acceso a otros animales distintos del pequeño roedor (apartado 3.3.1.4.2.) y estuvo vigilado por una cámara de vídeo. Para una mejor comprensión ver la tabla 3.3 y la figura 3.16.

La separación entre los cuatro puntos fue de, al menos, cien metros entre sí para evitar el solapamiento de las áreas de actuación de los dispersores. La separación entre las estaciones de cada punto fue de entre cinco a diez metros, dependiendo del punto.

En cada ensayo, las estaciones de aprovisionamiento fueron revisadas todos los días. Se comprobó el estado de las cámaras y los grupos de bellotas, anotándose el número de las que quedaban intactas. En cada ensayo las bellotas no fueron repuestas, por lo que, como se indica en el apartado anterior, se colocaron 560 bellotas por ensayo y un total de 4.480

durante todo el experimento. Las bellotas que no fueron desplazadas durante todo el ensayo se reutilizaron para el siguiente.

Tabla 3.3. Puntos de muestreo del experimento en el área de estudio y modelo de cámara que se utilizó en cada uno.

Puntos	Estaciones	Localización	Microhábitat	Modelo de Cámara
1	Nº 1	Robledal puro (rodal3)	Matorral	Leaf River IR-5, 7 Mp (nº1)
	Nº 2	Robledal puro (rodal 3)	Claro	Leaf River IR-5, 5 MP (nº2)
2	Nº 3	Robledal puro (rodal 3)	Matorral	Leaf River IR-5, 5 MP (nº3)
	Nº 4	Robledal puro (rodal 3)	Claro	Leaf River IR-5, 5 MP (nº4)
3	Nº 5	Robledal mixto (rodal 8)	Matorral	Leaf River IR-5, 5 MP (nº5)
	Nº 6	Robledal mixto (rodal 8)	Claro	Bushnell (nº6)
4	Nº 7	Robledal mixto (rodal 8)	Matorral	Leaf River IR-5, 5 MP (nº7)
	Nº 8	Robledal mixto (rodal 8)	Claro	Leaf River IR-5, 5 MP (nº8)

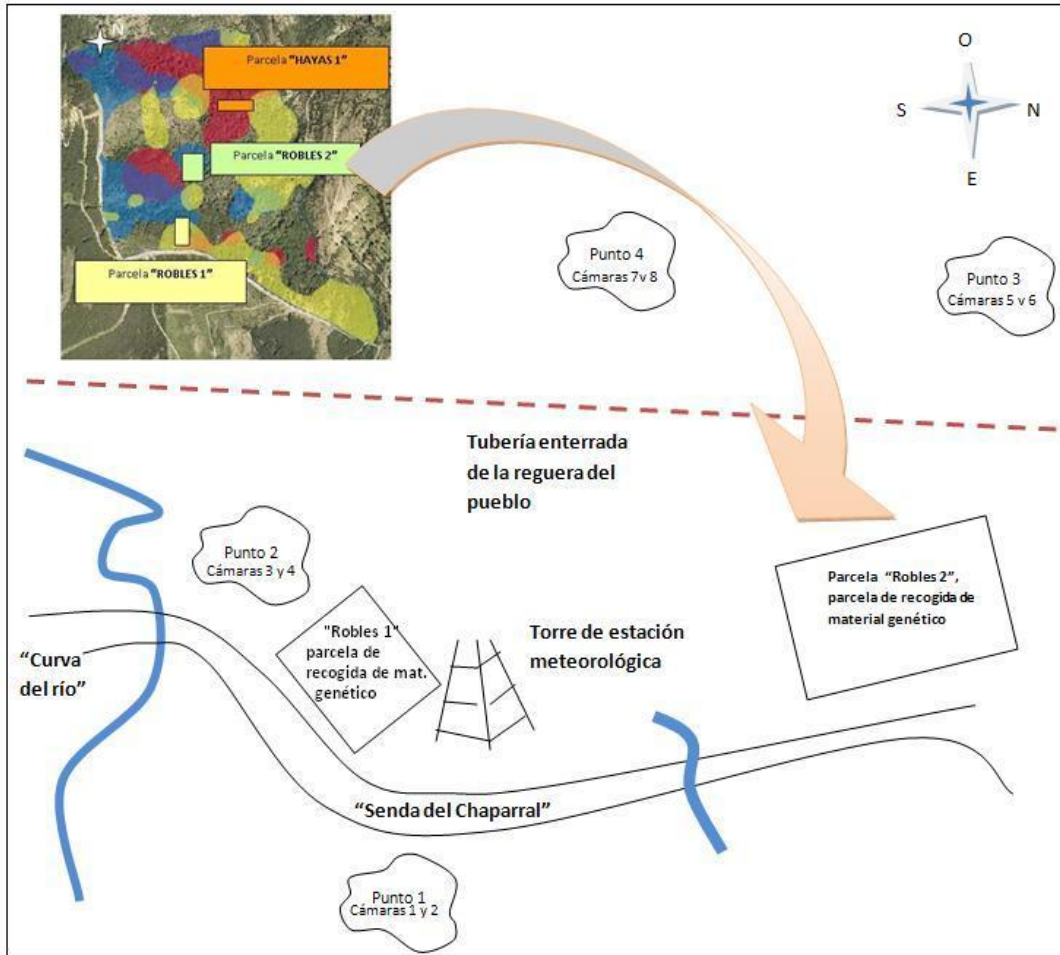


Figura 3.16. Croquis de la colocación de los cuatro puntos de foto-trampeo en la zona de estudio. Las cámaras se colocaron por parejas en cada punto, una para cada microhábitat. La figura de la localización de las tres parcelas (arriba izquierda) se obtuvo de Ramón Perea (2008).

3.3.1.3. Cronología y seguimiento de los ensayos de foto-trampeo.

La duración de este experimento fue de cuatro meses (de mayo a agosto de 2009, ambos inclusive). En cada mes se hicieron dos ensayos, uno para la fase de luna llena y otro para la fase de luna nueva.

Cada ensayo duró tres noches consecutivas, haciendo coincidir la noche central con la fase de la luna en su máximo grado. Las cámaras y los grupos de bellotas se colocaron el día de

la primera noche del ensayo, se revisaron todos los días de éste y se retiraron el día después de la última noche (Tabla 3. 4.).

Tabla 3.4. Cronograma del experimento de foto-trampeo. Los días marcados en naranja indican las noches del ensayo en fase de luna llena y los días en morado indican las noches del ensayo en fase de luna nueva. Los números en azul indican el día de colocación de las bellotas y los números en rojo indican los de retirada.

MAYO 2009						
L	M	X	J	V	S	D
				1	2	3
4	5	6	7	8	9	10
11	12	13	14	15	16	17
18	19	20	21	22	23	24
25	26	27	28	29	30	31
JUNIO 2009						
L	M	X	J	V	S	D
1	2	3	4	5	6	7
8	9	10	11	12	13	14
15	16	17	18	19	20	21
22	23	24	25	26	27	28
29	30					
JULIO 2009						
L	M	X	J	V	S	D
		1	2	3	4	5
6	7	8	9	10	11	12
13	14	15	16	17	18	19
20	21	22	23	24	25	26
27	28	29	30	31		
AGOSTO 2009						
L	M	X	J	V	S	D
					1	2
3	4	5	6	7	8	9
10	11	12	13	14	15	16
17	18	19	20	21	22	23
24	25	26	27	28	29	30
31						

3.3.1.4. Material utilizado para el foto-trampeo.

3.3.1.4.1. Cámaras de video.

Los modelos de cámaras utilizados para el foto-trampeo fueron Leaf River IR-5, 5 MP y Bushnell 5 MP. Éstas funcionan con pilas, tienen un peso aproximado de 1 kg, son estancas a la humedad e incorporan un sistema de correas deslizantes con el que pueden ser fijadas a los troncos de los árboles a distintas alturas (Figura 3. 17.). Poseen sensores de detección de movimiento y unos dispositivos infrarrojos en la parte frontal con los que son capaces de grabar en condiciones de poca iluminación (para grabación nocturna).

Las cámaras se programaron para que al detectar movimiento se activaran e hicieran vídeos de treinta segundos de duración. El intervalo entre éstos fue de un minuto como mínimo para evitar grabaciones repetidas de la misma visita del animal al punto. En cada una de estas grabaciones se indica la hora y la fecha de su realización.



Figura 3.17. Los modelos de cámaras utilizados en el foto-trampeo son el modelo de cámara Bushnell (izquierda) y el modelo de cámara Leaf River IR-5 (derecha). Poseen dispositivos de grabación nocturna y se activan con el movimiento. Tienen autonomía ya que funcionan con pilas.

3.3.1.4.2. Las mallas metálicas.

Para evitar el acceso a los grupos de bellotas por parte de otros animales distintos a los roedores, se colocaron unas mallas metálicas de dimensiones de 50 x 50 cm y luz 1.27cm². Éstas se clavaron al suelo con picas y en algunos casos incluso se colocaron grandes piedras para evitar que pudieran ser levantadas (Figura 3.18.).



Figura 3.18. Grupo de bellotas ofrecidas a los roedores en cada estación. Las bellotas se marcaron asignándoles un número según especie y tamaño.

3.3.1.5. Obtención de datos del experimento de foto-trampeo.

Como se dijo anteriormente, la colocación, la revisión y la retirada de las cámaras se realizó a la vez que la de los grupos de bellotas. Se colocaron durante el día de la primera noche del ensayo, se revisaron todos los días y se quitaron el día después de la última noche de éste (Tabla 3.4.).

Para tener un registro de las bellotas ofertadas en campo, antes se realizó un estadillo donde se anotó la especie, longitud máxima (cm), anchura máxima (cm), peso (g) y la numeración de cada bellota. Una vez ofertadas, para cada día de revisión, se anotó el número de las semillas que habían permanecido intactas la noche anterior. Así, pudimos conocer su día exacto de movilización en cada ensayo (las bellotas se consideraron seleccionadas cuando fueron desplazadas fuera de la malla o consumidas in situ). Esta información junto con la del estadillo (las características de la bellota), hizo posible una clasificación de preferencia del ratón de campo por las distintas bellotas.

Los vídeos fueron cuidadosamente analizados obteniéndose la siguiente información de cada uno de ellos: tipo de estación de aprovisionamiento (claro o matorral), localización de la misma (nº de cámara), fase lunar, fecha y hora de la grabación, nº de ratones que visitan la malla a la vez y el tiempo que tarda el animal en elegir y desplazar la bellota elegida. Otra información tuvo que ser calculada o estimada, por ejemplo, los minutos que transcurren desde que sale o se pone la luna hasta que el animal visita la malla, porcentaje de luminosidad debido a la posición de la luna en el cielo y el porcentaje de luminosidad debido a la nubosidad de la noche.

Con los datos obtenidos se pudo evaluar los patrones de actividad de los roedores a lo largo de la noche, el tiempo de selección de bellotas en diferentes condiciones ambientales, el momento exacto de movilización de la bellota y la rapidez del desplazamiento.

3.3.2. Trampeo de micromamíferos.

Este experimento se diseñó como complemento al anterior. Su objetivo era tener datos suficientes para estimar las poblaciones del ratón de campo, su actividad (número de capturas) en función de la luminosidad y el microhábitat de colocación de la trampa y, asimismo, poder ratificar que es el principal dispersor de bellotas en el área de estudio.

Para ello, se utilizó la captura en vivo del micromamífero mediante trampas cebadas con bellotas y otros frutos secos. La obtención de datos (sexo, peso y edad, entre otros) y el marcaje del animal capturado se realizó para su posterior reconocimiento.

3.3.2.1. Diseño experimental del trampeo de micromamíferos.

Se eligieron seis zonas de trampeo dispersas por toda el área de estudio, lo suficientemente alejadas de las estaciones de aprovisionamiento del experimento anterior para que éste no influyera. Éstas se colocaron de modo que todo el territorio quedase representado. Tres zonas de trampeo se seleccionaron en robledal puro y tres en robledal mixto. La ubicación de las zonas de trampeo se muestra en el croquis (Figura 3.19.).

En cada zona de trampeo, las trampas se colocaron por parejas, formando una malla de 3 x 2 (Figura 3.20.). Las trampas de una de las filas de la malla se colocaron en claro y la otra bajo matorral perennifolio denso. Las parejas de trampas estaban formadas por una trampa del tipo Sherman y la otra del tipo Tradicional (Figura 3.22.). Las zonas de trampeo se separaron entre sí más de cien metros. Las parejas de trampas que estaban dentro de una misma malla, se separaron entre sí quince metros y las trampas que formaban cada pareja se separaron un metro aproximadamente la una de la otra (Figura 3.20.). Se colocaron 12 trampas por zona, 72 trampas en total (12 trampas x 6 zonas).

Los animales capturados fueron pesados, sexados y clasificados por estado de madurez. Asimismo, fueron marcados con la técnica “ear-tagging”, pendientes numerados que se acoplan al pabellón auditivo del animal o con manchas de pintura en los flancos, para saber si habían sido capturados con anterioridad (Figura 3.21.). Posteriormente, fueron

liberados en el mismo punto de su captura. La obtención de datos para cada individuo capturado se realizó según el estadillo de la figura 3.22.

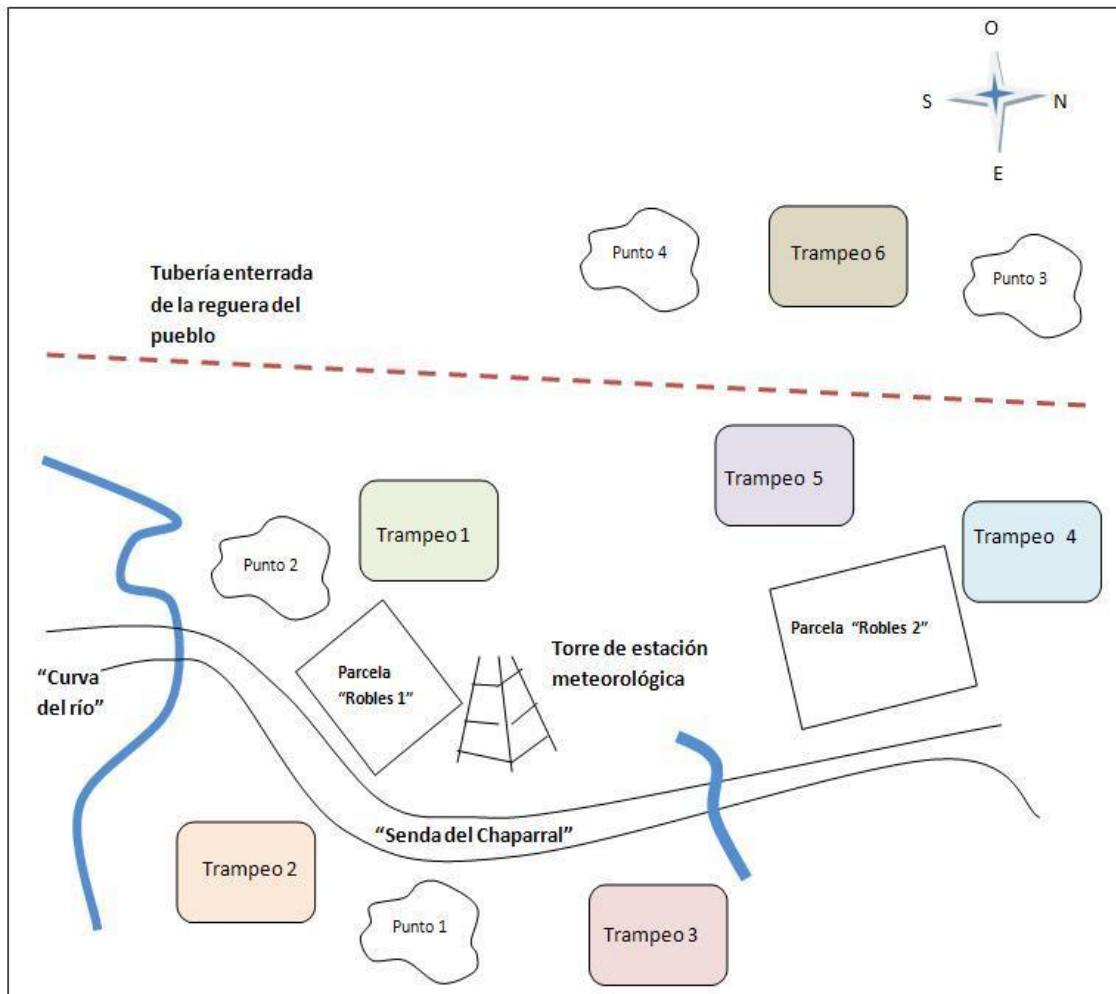


Figura 3.19. Croquis de la localización de las zonas de captura en vivo. Los rectángulos de colores indican la localización de las zonas de trapeo en vivo y las manchas incoloras los puntos de fototrampeo.

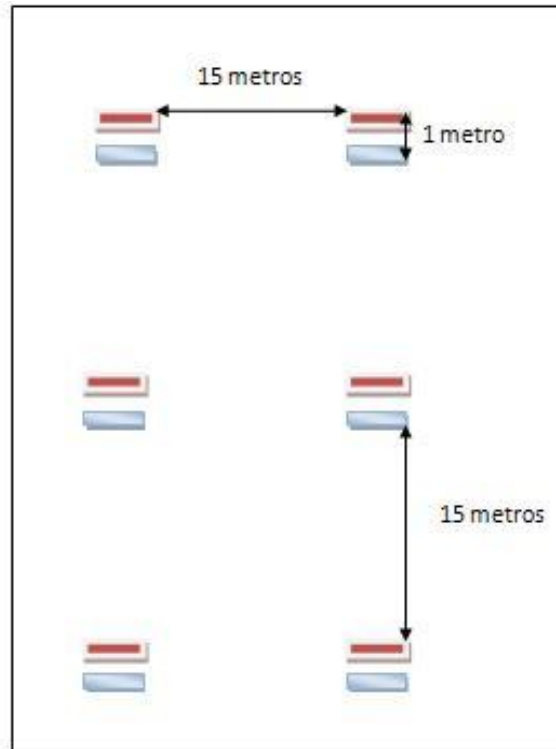


Figura 3.20. Croquis de la disposición de las parejas de trampas en una zona de trampeo. Las trampas de color rojo son trampas del tipo artesanal y las azules del tipo Sherman.



Figura 3.21. Captura de un individuo (izquierda), toma de datos (centro) y marcaje del animal capturado con la técnica "ear-tagging" (derecha, foto de Richard Heyward).

FICHA Nº:	FECHA:					
ZONA Nº:	1	2	3	4	5	6
ESPECIE:						
SEXO	MACHO			HEMBRA		
	TESTICULOS MARCADOS			VAGINA PERFORADA		
				VAGINA NO PERFORADA		
	TESTICULOS NO MARCADOS			PREÑADA		
				LACTACIÓN		
PESO (g)						
PELAJE	JUVENIL		SUBADULTO		ADULTO	
MARCA ANILLA						
CAPTURADO PREVIAMENTE	SI			NO		
DÍA DEL ENSAYO	1º DÍA DEL ENSAYO					
	2º DÍA DEL ENSAYO					
	3º DÍA DEL ENSAYO					
	4º DIA DEL ENSAYO					

Figura. 3.22. Estadillo de toma de datos en la captura en vivo de micromamíferos.

3.3.2.2. Cronología del trapeo de micromamíferos.

La duración de este experimento fue la misma que la del foto-trapeo (los cuatro meses de mayo a agosto de 2009, ambos inclusive). También se hicieron dos ensayos al mes (uno por fase lunar).

Las trampas se colocaron y se retiraron a la vez que las cámaras de los ensayos de foto-trapeo, manteniéndose durante tres noches consecutivas y revisándose todos los días del ensayo, por lo que el calendario de este experimento es prácticamente igual que el del experimento anterior (Tabla 3.4.).

3.3.2.3. Material utilizado para el trapeo de micromamíferos.

3.3.2.3.1. Trampas de captura en vivo.

Para la captura en vivo del ratón de campo se utilizaron dos tipos de trampas; de madera con malla metálica (Tradicionales) y metálicas (Sherman). Las dimensiones de ambos modelos eran 27,5 x 27,5 x 9 cm. Todas ellas fueron cebadas con bellotas y otros frutos secos como cacahuètes y pipas de girasol (Figura 3.23.).



Figura. 3.23. Modelos de las trampas utilizadas en el experimento de captura en vivo. Tradicional y Sherman (izquierda y derecha respectivamente).

3.3.2.3.2. Material de toma de datos de las capturas.

El material utilizado para la toma de datos de los ratones capturados fue: un dinamómetro de precisión 1,0 gramos, bolsas de plástico para pesar a los ratones capturados en campo, pendientes marcadores de aluminio numerados y su alicate de precintaje correspondiente (Figura3.24).



Figura 3.24. Material utilizado para la toma de datos de las capturas en vivo del ratón de campo. Dinamómetro de peso máximo hasta 100g y precisión de medida 1.0 g, con pinza de enganche de gran sujeción (izquierda arriba), bolsas de plástico transparente para contener al animal en la pesada (izquierda abajo), alicates de precintaje de pendientes marcadores (derecha arriba) y pendientes marcadores de aluminio numerados (derecha abajo).

4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE DATOS.

Para el análisis de datos se utilizó la estadística descriptiva y el análisis de inferencia estadística mediante la implementación de Modelos Mixtos. Todos ellos se desarrollaron con el software estadístico “R 2.12.1” y librería Matrix, lattice y car. Para los Modelos Mixtos Lineales (MML) y los Modelos Mixtos Lineales Generalizados (MMLG) se utilizó la librería lme4. Además se realizaron simplificaciones siguiendo el criterio de parsimonia y procedimientos Stepwise (Crawley, 2007) para elegir el modelo más sencillo y el valor P más apropiado.

4.1. Experimento de captura de micromamíferos.

La población de roedores para cada punto y ensayo no pudo ser estimada por el método de captura-marcaje-recaptura debido al bajo número de éstas. Se utilizó entonces, un Modelo Mixto Lineal Generalizado (con distribución de Poisson) para analizar el número de capturas (variable de conteo; count data). El número de capturas se fijó como variable respuesta y la fase lunar como factor fijo (luna llena o luna nueva). El mes y el punto de muestreo se tomaron como variables aleatorias en una estructura anidada.

4.2. Experimento de movilización y selección de bellotas.

Para analizar la actividad del roedor se construyeron varios Modelos Mixtos Lineales variando su diseño según las características de cada objetivo. El primero fue un MML que se diseñó para analizar la influencia del microhábitat y la fase lunar en la rapidez de movilización de bellotas por parte de los roedores. Como variable respuesta se eligió el número de minutos transcurridos entre el ocaso y el momento en el cual los roedores eran grabados entrando en la estación de aprovisionamiento. Los factores fijos fueron la fase lunar (luna llena o luna nueva) y el microhábitat (matorral o claro) y en los factores aleatorios se incluyeron los considerados en la estructura anidada de datos (noche anidado en mes y mes anidado en el punto de estudio) lo que nos permitió comparar los datos de las estaciones de un mismo punto (claro frente a matorral) en la misma noche. Para analizar si estos mismos factores ambientales (fase lunar y microhábitat) influían en

la actividad del roedor, se utilizó el mismo modelo, pero esta vez, la variable respuesta fue el número de videos por noche (equivalente al número de veces que el micromamífero visita los grupos de bellotas). Los factores fijos y aleatorios fueron los mismos que en el anterior modelo, empleándose la misma estructura de datos anidada. Un tercer MML fue utilizado para analizar si los diferentes niveles de luminosidad lunar a lo largo de la noche (luminosidad real de la luna) afectaban a la actividad de los ratones. La variable dependiente (variable respuesta) fue el número de grabaciones que contenían al menos un roedor y la variable independiente (factor fijo) fue la luminosidad real de la luna. Ésta se estimó como porcentaje de la máxima iluminación lunar y se varió con las distintas posiciones de la luna a lo largo de la noche utilizando una interpolación lineal entre los valores 0% para oscuridad total (antes de la salida y después de la puesta de la luna) y 100% para máxima iluminación (cuando hay luna llena, en una noche clara, en la posición más alta en el cielo). La máxima iluminación lunar se corrigió teniendo en cuenta el efecto de la nubosidad. Para cada noche, se estimó la pérdida de luminosidad lunar causada por las nubes a partir de la disminución de luminosidad diurna debida a las nubes en las tres horas antes de anoecer y las tres horas después de amanecer con un sensor de luz (Pyranometer sensor LI-COR LI-200, Figura 4.1.). Comparando los datos de esas seis horas del día nuboso con las seis del día claro más cercano a la noche objeto obtuvimos un valor medio de pérdida de luminosidad diurna en porcentaje que se aplicó a la máxima iluminación lunar. Para cada noche el momento en el que la luna está en la posición más alta en el cielo (máxima iluminación) se estimó como la mitad del tiempo entre la salida y la puesta de la luna, el tiempo de salida y puesta del astro se obtuvo de un calendario lunar y los datos para la reducción de luminosidad lunar de las noches anterior y posterior a la de luna llena se obtuvieron de El Tiempo, Foreca Ltd, AEMET, España. Los factores aleatorios y la estructura anidada de los datos fue la misma que en los modelos anteriores. Finalmente, para analizar si el tiempo de selección de bellotas está afectado por la fase lunar y el microhábitat medimos el tiempo (en segundos) que el ratón tarda en elegir y manipular una bellota en cada grabación. Este tiempo es el que usamos como variable respuesta en este último modelo. Los factores fijos fueron la fase lunar y el

microhábitat. Como factores aleatorios y estructura de datos se utilizó la misma de los modelos anteriores. Además llevamos a cabo una regresión lineal para ver si existía una correlación entre el tiempo de selección y la luminosidad real de la luna.

Para analizar la selección y movilización de bellotas por el roedor se implementaron varios Modelos Mixtos Lineales Generalizados donde la variable respuesta fue siempre la misma, una variable binaria (bellota seleccionada o no). Para el análisis de la movilización de las bellotas incluimos como factores fijos el microhábitat, la fase lunar, la especie y el tamaño de la bellota. Los factores aleatorios fueron los considerados en la misma estructura de modelos anteriores. Para el análisis de la selección de las bellotas consideramos como tal a aquellas desplazadas fuera de la malla o consumidas sólo el primer día de cada ensayo (cuando todas las bellotas se encuentran disponibles para el roedor). Los factores fijos, en este caso, fueron la especie y el tamaño de la bellota (grande o pequeña; según la clasificación del apartado 3.3.1.1.). Las especies fueron reagrupadas en una lista por orden de preferencia de roedor a través de simplificación de niveles del factor para cada combinación de microhábitat y fase lunar (los diferentes niveles del factor se fueron reagrupando y comparando para establecer un orden significativo de la preferencia por las semillas o por tamaños; Tabla 5.3.). Los factores aleatorios y la estructura de datos fueron los mismos de modelos anteriores (noche anidado en mes y mes anidado en el punto de estudio).

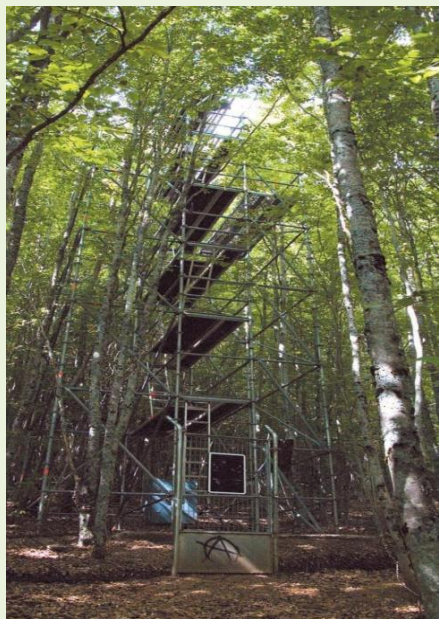


Figura 4.1. Torre instalada en el Hayedo de Montejo (izquierda). Acoge una estación meteorológica con varios sensores. Gracias a un piranómetro, sensor lumínico (derecha) nos permitió conocer la luz recibida cada 10 minutos.

5. RESULTADOS.

5.1. Experimento de captura de micromamíferos.

Durante los cuatro meses del experimento, el número total de capturas del ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) fue de 85. Con los datos obtenidos se pudo ratificar que es la especie de roedor más abundante en el área de estudio. Las seis zonas de trampeo del croquis de la figura 3.19 se reagruparon en cuatro puntos, excluyendo las zonas de trampeo 4 y 5, debido a que en ellas no se obtuvieron capturas.

El porcentaje de capturas ocurridas durante la fase de luna llena fue menor (42,3%; N=36), con 0,08 capturas por trampa y noche, en comparación con las ocurridas en luna nueva (58,8%; N=50), con 0,12 capturas por trampa y noche, pero no se encontró diferencia significativa entre ambas fases ($Z=-1,50$; $P=0,134$).

El número de capturas tuvo un ligero repunte hacia los meses de julio y agosto (Figura 5.1.), pero no se encontraron diferencias significativas en el número de capturas durante el mismo mes de trampeo ($Z= 1,68$; $P=0,091$). Sí se encontraron diferencias significativas en el número de capturas entre los diferentes puntos ($\chi^2_3 = -254,870$; $P<0,001$). Únicamente no se encontraron diferencias significativas entre el punto 3 y 4 ($Z=-0,65$; $P=0,510$).

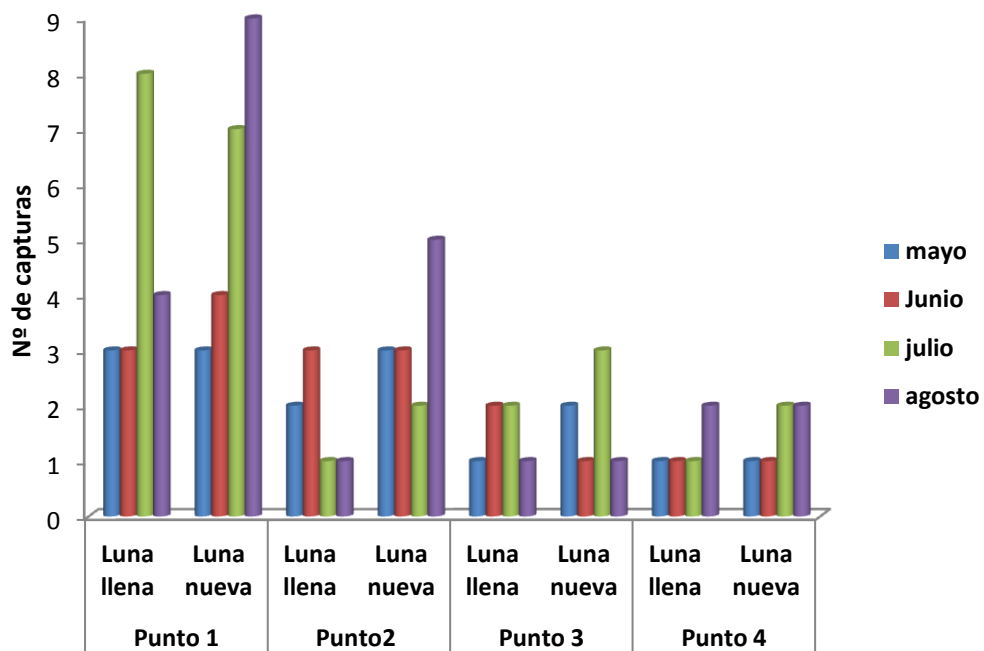


Figura 5.1. Evolución del número de capturas del ratón de campo para los diferentes puntos y fases lunares durante todo el experimento.

5.2. Experimento de movilización y selección de bellotas.

5.2.1. Actividad de los roedores.

El número de de visitas a las estaciones de aprovechamiento (el número de grabaciones donde se veía al menos un roedor) refleja la actividad de estos micromamíferos. A lo largo de 4 meses, durante 6 noches al mes (3 por ensayo), las 8 cámaras grabaron un total de 2.361 vídeos. En la mayoría de los casos se trataba del ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) pero en un pequeño porcentaje (4,1%; 97 vídeos) también aparecieron individuos de otro género de roedor, topillos (*Microtus* sp.). Un 2,1% (47) de los vídeos que contenían al género *Apodemus*, mostraron más de un individuo a la vez. Todas las estaciones de aprovisionamiento fueron descubiertas por los ratones la primera noche de su puesta en campo.

La actividad de los roedores está significativamente influenciada por el microhábitat pero no por la fase lunar (Tabla 5.1.). En general, hubo más actividad en las noches de de luna

nueva que en las de luna llena, pero la diferencia entre ambas fases no fue significativa ($t=0,46$; $P=0,645$). En cambio, la influencia del microhábitat si fue relevante ($t=2,72$; $P=0,008$). El 79,8% de los vídeos (1.885) fueron grabados en estaciones bajo cobertura del matorral denso perennifolio. Las estaciones colocadas en microhábitat de claro, en la fase de luna llena, obtuvieron el menor número de visitas ($N=191$; 8,1%; Tabla 5.1.). Por el contrario, las estaciones bajo cubierta de matorral, en fase de luna nueva, obtuvieron el mayor número de ellas ($N=1.003$; 42,5%; Tabla 5.1.).

Tabla 5.1. Tabla resumen de la actividad de los micromamíferos. La columna de “Visitas” se refiere al número y porcentaje de grabaciones para cada tipo de microhábitat y fase lunar. La columna de “Bellotas selecc.” al número y porcentaje de bellotas seleccionadas. La columna de “Rapidez” a la media de minutos desde la puesta del sol hasta que accede el primer ratón de la noche a cada estación (primer vídeo de la noche) y la columna de “Desplaz.” a la media de minutos desde la puesta de sol hasta que accede cada uno de los ratones (en ambos casos media \pm desviación típica en minutos).

MICROHÁBITAT	FASE LUNAR							
	Luna llena				Luna nueva			
	Visitas N(%)	Bellotas selecc. N(%)	Rapidez (min)	Desplaz. (min)	Visitas N(%)	Bellotas selecc. N(%)	Rapidez (min)	Desplaz. (min)
Claro	191 (8.1)	437 (11%)	81 \pm 65	243 \pm 138	285 (12.1)	858 (22%)	211 \pm 133	303 \pm 117
Matorral	882 (37.3)	1218 (32%)	65 \pm 66	244 \pm 142	1003 (42.5)	1313 (35%)	90 \pm 77	203 \pm 118

La actividad de los roedores fue similar para ambas fases lunares pero no para el microhábitat, siendo mucho mayor en microhábitat de matorral que en el de claro (Figura 5.2.). No se encontró relación significativa entre la actividad de los roedores y la luminosidad media de la noche ($t=0,15$; $P=0,880$; $R^2=-0,09$). En cambio, el número de visitas sí estuvo bien explicado por la luminosidad real de la luna en el momento de movilización de la bellota, sólo para las noches de luna llena y en microhábitat de claro ($t=-9,01$; $P<0,001$; $R^2=0,91$; Figura 5.3.). Para niveles altos de luminosidad se obtuvo un

menor número de visitas del ratón de campo a las estaciones de aprovisionamiento de bellotas (Figura 5.3.).

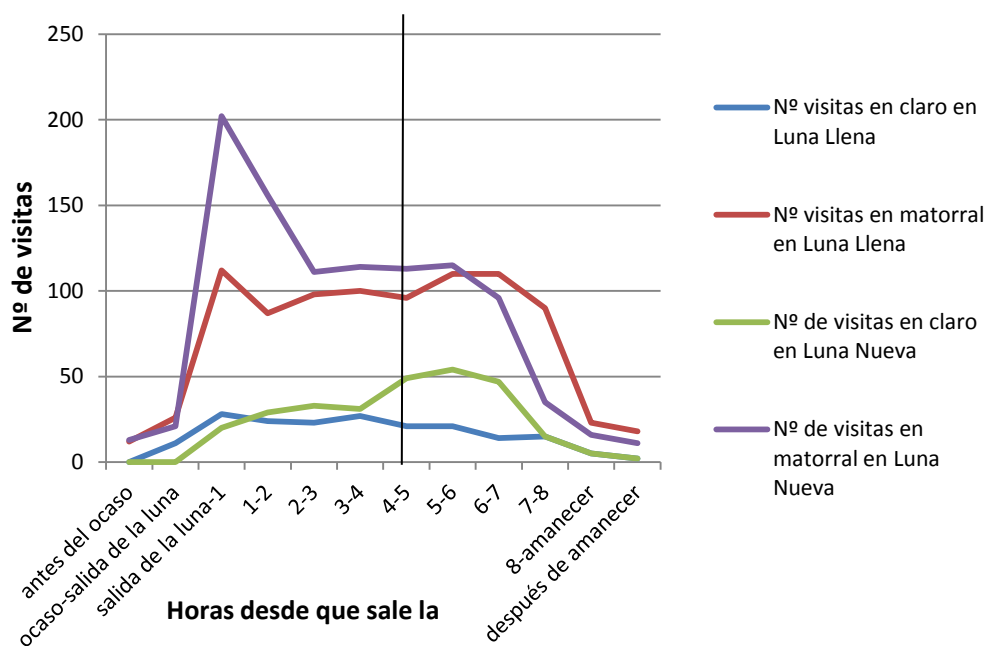


Figura 5.2. Evolución del número de visitas a los puntos de aprovisionamiento de bellotas a lo largo de la noche en función del tipo de microhábitat (matorral o claro) y de la fase lunar (llena o nueva). La línea vertical negra indica máxima luminosidad lunar de la noche.

En la Figura 5.2 se observa una mayor actividad en la zona de matorral comparada con la de claro, siendo la máxima en la zona de matorral con luna nueva en las primeras horas después de la salida de la luna (con escasa iluminación). Durante la luna nueva, la evolución de la actividad es más irregular frente a una mayor uniformidad de la actividad durante la fase de luna llena.

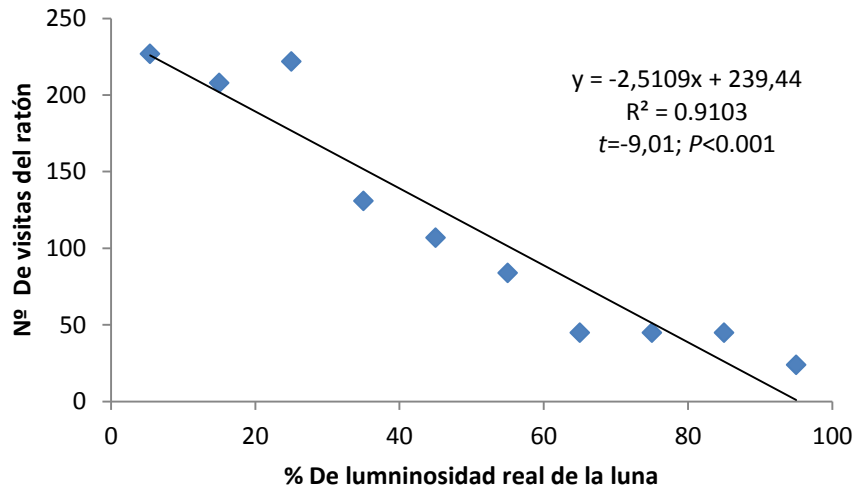


Figura 5.3. Número de visitas de ratón de campo en relación con la luminosidad real de la luna. Ésta se estimó como un porcentaje de la máxima iluminación de la luna (cuando está en la posición más alta en el cielo en una noche despejada). Datos para la fase de luna llena y microhábitat abierto. En matorral no se obtuvieron diferencias significativas.

5.2.2. Tasas de movilización de bellotas.

Durante todo el experimento el número de bellotas trasladadas fuera de sus respectivas mallas fue de 3.829, esto implica un 85,5% del total de las ofertadas (4480). La tasa de movilización de bellotas en la primera noche osciló entre 54,0% (punto 4) y 75,8% (punto 1). Todos los grupos de bellotas (estaciones de aprovisionamiento) fueron descubiertos por los roedores la primera noche de su puesta en campo.

En comparación con las de zonas de claro, la mayoría de las semillas fueron desplazadas de estaciones bajo cobertura de matorral independientemente de la fase lunar (Tabla 5.1.). En cambio, en microhábitats de claro hubo más bellotas movidas en fase de luna nueva que luna llena (Tabla 5.1.) por lo que el movimiento de las semillas estuvo significativamente afectado por el tipo de microhábitat (claro o matorral) y la especie de la bellota, pero sólo ligeramente afectado por el tamaño de ésta (Tabla 5.2.). La fase lunar influyó significativamente en la movilización de las bellotas únicamente cuando interactuaba con el microhábitat (Tabla 5.2.). Sólo fue importante en microhábitats abiertos, con más semillas movidas en fase de luna nueva (Tabla 5.1.). La importancia

relativa de estos factores para el movimiento de bellotas (valor de 0 a 1 obtenido del modelo promedio (model averaging) es 1 para el microhábitat interactuando con la especie, 0,34 para el peso de la semilla y 0,63 para la fase lunar interactuando con el microhábitat.

Tabla 5.2. Tabla resumen de la adecuación de los modelos según el análisis de las variables que afectan a la movilización de las bellotas por parte del ratón de campo. AIC=1991; Desviación=1955.

Factores fijos	Estimación ± SE	z-valor	P-valor
Tamaño de bellota	-0,303 0±157	-1,929	0,054
Especie de bellota	-0,161±0.071	-2,276	0,023
Microhábitat	2,523±0.799	3,156	0,002
Fase lunar	1,265±1.056	1,197	0,231
Tamaño bellota con Microhábitat	0,646±0.369	1,752	0,079
Microhábitat con fase lunar	3,109±1.478	2,105	0,035

En la tabla 5.2 se puede observar que los factores más influyentes en el movimiento de bellotas son el microhábitat y la fase lunar, pero sólo cuando interactúan conjuntamente ($Z= 2,10$; $P=0,035$). En solitario, la fase lunar no es nada influyente en la movilización de semillas ($Z= 1,20$; $P=0,231$).

5.2.3. Patrones temporales de movilización y selección de bellotas.

El tiempo medio de movilización de la primera bellota de la noche (media de los momentos en el que entra el primer ratón de la noche a cada estación de aprovisionamiento) estuvo influenciado por el microhábitat ($t=-5,25$; $P<0,001$) y la fase lunar ($t=-4,55$; $P<0,001$), de forma que fue menor (más rápida) en microhábitats de matorral, obteniéndose el valor mínimo (más rápido) en la fase de luna llena (Tabla 5.1). Aunque ambos factores influyen en el momento de la movilización de la primera bellota de la noche, no lo hacen de la misma manera. La fase lunar es la que más afecta de los dos, ya que su contribución a la varianza explicada fue superior (63,4%) a la del

microhábitat (36,4%). Esto quiere decir que, la fase lunar explicó mejor que el microhábitat la hora de entrada a los puntos con bellotas. Este tiempo medio fue menor en luna llena que en luna nueva, debido a que en esta fase el animal aprovecha las horas de oscuridad total (entre el ocaso y la salida de la luna).

El microhábitat y la fase lunar también afectaron significativamente al momento de movilización de cada bellota a lo largo de la noche ($t=-2,81$; $P=0,031$ y $t=-7,35$; $P<0,001$, respectivamente). Bajo refugio del matorral, las bellotas fueron movilizadas antes en la fase de luna nueva que en la de luna llena (Tabla 5.1.). En cambio, en los microhábitats abiertos (claro) las bellotas fueron desplazadas antes en luna llena que en luna nueva (Tabla 5.1. y Figura 5.2.). De nuevo resultó más significativo la luminosidad debida a la luna que el microhábitat para determinar la hora de actuación sobre las semillas a lo largo de la noche.

EL tiempo dedicado por el ratón de campo a la selección y manejo de cada bellota estuvo significativamente influenciado por el microhábitat ($t=3,27$; $P=0,001$) pero no por la fase lunar ($t=-1,41$; $P=0,159$). Los roedores dedican proporcionalmente más tiempo a la elección de una determinada bellota en microhábitats de matorral, tanto para fase de luna llena (mediana=15,0 s) como de luna nueva (18,5 s), mientras que en microhábitats de claro los valores son menores: luna llena (9,6 s) y luna nueva (12,9 s). Se encontró una correlación negativa entre la luminosidad real de la luna (la debida a su posición en el cielo corregida por la nubosidad) y el tiempo de manejo y selección de bellotas para los microhábitats de claro ($t=3,68$; $P=0,001$; $R^2=-0,28$), pero no bajo la cobertura de matorral ($t=-0,70$; $P=0,485$; $R^2=0,007$).

5.2.4. Selección de bellotas.

Las especies fueron reagrupadas en tres grupos de preferencia (G1-G3). Cada grupo contuvo aquellas especies que no mostraron diferencias significativas entre sí en la selección de semillas. Las especies que sí mostraron diferencias se incluyeron en grupos distintos. Obtuvimos más grupos (mayor precisión en la selección) en microhábitats de matorral que en los de claro (Tabla 5.3.). El orden de las especies dentro del mismo grupo

indica la preferencia entre éstas. El cambio de este orden de preferencia para diferentes microhábitats (matorral o claro) fue sólo puntual (Tabla 5.3.). En cambio, el microhábitat en interacción con el tamaño de la bellota seleccionada muestra una diferencia significativa ($Z = 1,68$; $P = 0,043$), siendo seleccionados tamaños de bellotas más grandes bajo matorral.

La fase lunar (luna llena o luna nueva) reveló diferencias significativas en la selección de semillas sólo cuando interactuó con el microhábitat ($Z = -2,61$; $P = 0,009$). De hecho, la única diferencia en el orden de preferencia de las especies de bellotas se encontró en microhábitats de claro para las fases de luna llena y luna nueva (Tabla 5.3.).

Tabla 5.3. Selección de especies de bellotas bajo diferentes tipos de microhábitat y fase lunar. Los grupos G1, G2 y G3 presentan diferencias significativas entre ellos y contienen las especies que no presentan diferencias significativas entre sí, siendo G1 el grupo preferido y G3 el menos preferido. Dentro de cada grupo se enlistan las especies en orden decreciente (no significativo) de preferencia.

Microhábitats	Luna nueva	Luna llena
Abierto	G1: <i>Q. faginea</i> > <i>Q. ilex</i> > <i>Q. suber</i>	G1: <i>Q. faginea</i> > <i>Q. ilex</i> > <i>Q. robur</i> > <i>Q. suber</i> > <i>Q. pyrenaica</i>
	G2: <i>Q. pyrenaica</i> > <i>Q. robur</i> > <i>Q. coccifera</i>	G2: <i>Q. coccifera</i>
Con cobertura de matorral	G1: <i>Q. ilex</i> > <i>Q. faginea</i>	G1: <i>Q. ilex</i> > <i>Q. faginea</i>
	G2: <i>Q. suber</i> > <i>Q. pyrenaica</i> > <i>Q. robur</i>	G2: <i>Q. suber</i> > <i>Q. pyrenaica</i> > <i>Q. robur</i>
	G3: <i>Q. coccifera</i>	G3: <i>Q. coccifera</i>

En la tabla 5.3 se observa que *Quercus faginea* y *Quercus ilex* son las especies preferidas, independientemente del microhábitat y la fase lunar. Las siguen por orden de preferencia *Quercus suber*, *Quercus pyrenaica* y *Quercus robur*, cuyo grado varía ligeramente con ambos factores. Y por último se observa un claro rechazo de *Quercus coccifera*, que mejora levemente su nivel de preferencia en claro y con luna llena.

6. DISCUSIÓN.

Se ha demostrado que la iluminación de la luna y la presencia de refugio son factores importantes que interactúan entre sí afectando al ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) en su actividad de manejo, selección y movilización de bellotas. El tipo de microhábitat (matorral o claro) resultó ser un factor más relevante que la luminosidad lunar. Ésta es determinante sólo en microhábitats abiertos, donde se observó un manejo de semillas más rápido (menos precisión en la selección) y un decrecimiento en las tasas de movilización. Se ha demostrado que la selección de bellotas por parte de los roedores no sólo depende de las propiedades de la semilla (por ejemplo el tamaño), también influyen las condiciones de seguridad para el animal.

6.1. Actividad de los roedores.

De acuerdo con otros estudios, el refugio, proporcionado por la cobertura de matorral, hace que la actividad del roedor aumente (Manson y Stiles, 1998; Den Ouden *et al.*, 2005 y Perea *et al.*, 2011c). Independientemente de la fase lunar, las visitas a las estaciones de aprovisionamiento y las tasas de movilización de semillas fueron mayores en microhábitats de matorral.

No se encontraron diferencias importantes en la actividad del micromamífero entre ambas fases lunares. Esto es debido a que, para la fase de luna llena, los roedores fueron capaces de realizar una intensa actividad aprovechando los momentos de la noche más oscuros (justo después del ocaso, antes de la salida de la luna). Las trampas además confirman que la fase lunar no es significativa en el número de capturas. La luminosidad de la luna afectó a la actividad del ratón en microhábitats abiertos, con más semillas movilizadas con niveles bajos de luminosidad (causados por la nubosidad y la posición de la luna en el cielo). Con niveles altos, el ratón de campo visitó con menos frecuencia las estaciones de aprovisionamiento de semillas, lo que corrobora otros estudios como los de Kotler *et al.* (1991 y 1994), en los que se demuestra que niveles intensos de luminosidad sí afectan a la actividad del roedor (Figura 5.3.).

Este estudio reveló que el tipo de microhábitat es más relevante que la luminosidad lunar en la movilización de las semillas por parte del ratón de campo. La fuerte influencia de este factor incluso durante la luna nueva (fase de mínimo riesgo) demuestra su importancia por encima de la fase lunar. Nuestros resultados confirman la idea de que alimentarse en áreas abiertas conlleva un alto riesgo de ser depredado (Kotler *et al.*, 1991; Longland, 1994; Den Ouden *et al.*, 2005). Sin embargo, esta estrecha relación entre cobertura de matorral y tasas de movilización de bellotas por parte del ratón de campo no es compartida por otros estudios (Díaz, 1992), donde no se pudo llegar a esta conclusión debido a la baja tasa de movilización de semillas que obtuvo para diferentes hábitats.

Además, encontramos que el tiempo dedicado a la movilización de las bellotas bajo cobertura de matorral no está afectado por el incremento de los niveles de luminosidad lunar, pero sí se ve afectado en áreas abiertas, con una disminución del mismo para altos niveles de luminosidad, probablemente debido al aumento del riesgo de ser depredado. Esto contradice el modelo “con mayores riesgos mayores beneficios”, que sugiere que los roedores deberían hacer una mejor (más precisa) selección de bellotas cuanto mayores fueran los riesgos de predación a los que se exponen (Leaver y Daly, 2003). En cambio, nuestro estudio ratifica el modelo “reducción de exigencias”, el cual predice que los roedores son menos selectivos (menos tiempo de manejo de la semilla) cuanto más aumente el riesgo de ser depredado (Crowley *et al.*, 1991; Leaver y Daly, 2003).

6.2. Patrones temporales de selección y movilización de bellotas.

Aunque la competencia intraespecífica es alta entre los roedores bajo cobertura de matorral (Hughes *et al.*, 1994), encontramos que es justamente en este microhábitat (su preferido) donde van a buscar alimento en primer lugar, incluso durante la luna nueva y sólo se mueven a áreas abiertas cuando la merma de alimento en estas zonas es evidente.

A diferencia de la fase de luna llena, durante la fase de luna nueva no hay restricción de tiempo para alimentarse en áreas abiertas e inexploradas si fuese necesario. Como resultado, los roedores pueden incrementar su área de campeo debido al bajo riesgo de ser depredados (Taylor, 1988). No obstante, durante la luna llena y en áreas abiertas las

semillas son movilizadas más intensamente durante las primeras horas de la noche (con menores niveles de luminosidad), pero a lo largo de la noche los roedores se van moviendo gradualmente hacia áreas más cubiertas, las únicas áreas seguras cuando hay altos niveles de luminosidad lunar. De hecho, un incremento en el nivel de luminosidad real de la luna es probablemente la principal causa de la diferencia en la distribución temporal de la movilización de las semillas a lo largo de la noche.

Nosotros hemos demostrado que la interacción entre microhábitat y luminosidad lunar afectan al tiempo exacto de movilización de las semillas, incluso podrían afectar al destino de éstas. Aquellas semillas cuya dispersión es más tardía tienen mayor probabilidad de ser predadas por otros animales, por ejemplo ungulados.

6.3. Selección de bellotas.

No se encontró diferencia en la selección de semillas debido a la fase lunar en microhábitats con cobertura de matorral. La luminosidad lunar afecta a la selección de semillas sólo en microhábitats abiertos, independientemente de la fase lunar, los roedores llevaron a cabo una selección más precisa en microhábitats de matorral. Esto es debido a que el ratón de campo dedica menos tiempo al manejo y selección de semilla cuanto mayor es el riesgo de ser depredado, muy alto en áreas descubiertas. Es más, estas conclusiones concuerdan con la idea de que en zonas con menos competidores (por ejemplo microhábitats abiertos) un consumidor de semillas debería tener más oportunidades (ser menos selectivo). En cambio en zonas con mucha competencia intraespecífica, los individuos deberían ser más selectivos al principio, cuando la comida aún es abundante, y más oportunistas según la disponibilidad de ésta va decreciendo (Mitchell, 1990; Kotler *et al.*, 2002). De esta forma, la iluminación lunar podría considerarse como un factor medioambiental que reduce la competencia en áreas abiertas y la incrementa en áreas protegidas por cobertura de matorral.

La preferencia de semillas de ciertas especies de *Quercus* podría deberse a su composición química, sustancias como aceites, taninos y contenidos fenólicos (Janzen, 1971; Afzal-Rafii *et al.*, 1992; Cantos *et al.*, 2003; Cañellas y San Miguel, 2003). La baja concentración de

sustancias poco palatables para el roedor (como taninos y lignina) influiría en su preferencia por ciertas especies (Perea *et al.*, 2011a). Pons y Pausas (2007a) encontraron diferencias significativas en la selección de bellotas por los roedores, con *Q. ilex* > *Q. suber* > *Q. coccifera* por orden de preferencia. En este estudio, las diferencias entre la selección de *Q. ilex* y *Q. suber* sólo se encontraron en microhábitats de matorral, con una preferencia por *Q. ilex*. En microhábitats abiertos ambas especies pertenecieron al mismo grupo de preferencia (Tabla 5.3.), lo que se puede interpretar como que la selección de semillas por especie está influenciada por el microhábitat en el que se localizan éstas.

Los roedores bajo cobertura de matorral dedican más tiempo a la selección de semillas y podrían elegirlos de un modo más preciso, causando una selección diferente para otro tipo de microhábitats. Además, sólo en microhábitats de matorral el tamaño grande de semilla es preferido en comparación con el tamaño pequeño. Las semillas grandes son más nutritivas y preferentemente seleccionadas por los roedores (Gómez, 2004; Wang y Chen, 2009). Sin embargo, la selección de semillas por su tamaño podría estar influenciada por el microhábitat en el cual son encontradas. Las semillas grandes y pesadas requieren de mayor cantidad de energía y tiempo para su transporte y, por tanto, sólo fueron preferidas en microhábitats donde hay una cierta seguridad y sin restricciones en el tiempo dedicado a la movilización de la semilla (Den Ouden *et al.* 2005; Perea *et al.* 2011c), condiciones que se dan en microhábitats de matorral. De este modo, nuestras conclusiones revelan que la selección de semillas es, en parte, dependiente de la seguridad que ofrece el medio al individuo.

Bajo las mismas condiciones, la selección de semillas por especie de *Quercus* es más importante que la selección de éstas por su tamaño. Bellotas de *Q. faginea* (las de menor tamaño de entre todas las especies ofertadas; Tabla 3.2.) fueron preferidas antes que otras especies con bellota de tamaño grande. Algunos estudios asumen que la preferencia de semillas por especie de los roedores se debe al tamaño de la semilla de esa especie (Pérez-Ramos y Marañón, 2008). Incluso Wang y Chen (2009) indicaron que el tamaño es un factor decisivo en la elección de la semilla, mientras que la concentración de sustancias nutritivas y taninos es un factor menos relevante. En cambio, en este estudio hemos

demostrado que la selección de bellotas que hace el ratón de campo es mucho más importante por la especie que la selección de éstas por su tamaño y que no se debe sólo a características físicas de éstas (el tamaño por ejemplo). Las mismas conclusiones se han encontrado para la selección de otras especies de fruto carnoso (Perea *et al.*, 2011d), incluso para otros consumidores de bellotas como los jabalíes y los arrendajos (Pons y Pausas, 2007b).

6.4. Implicaciones de la selección de bellotas en la regeneración y composición de las masas mixtas de *Quercus*.

Este estudio profundiza en la selección de semillas por los roedores en condiciones naturales (por ejemplo la competencia entre individuos), lo cual nos permiten conocer la preferencia de bellotas por los roedores y por tanto la dispersión preferente que llevan a cabo los ratones de campo. Esta preferencia de ciertas especies en la selección de semillas (Tabla 5.3.) tiene importantes implicaciones en la regeneración natural. Las semillas de estas especies son recalcitrantes, por lo que necesitan ser trasladadas lo antes posible para evitar la predación (por ejemplo de ungulados), los daños bióticos (por ejemplo de hongos y bacterias) o la deshidratación (Lambert, 2002). De esta forma una rápida movilización de semillas de ciertas especies (debido a la preferencia del roedor) podría reducir la exposición de las semillas elegidas a estos agentes negativos teniendo mayores probabilidades de sobrevivir que las no elegidas, las cuales permanecerán expuestas a dichos agentes durante más tiempo. La movilización de bellotas por parte de los roedores no sólo evita su pérdida de viabilidad sino que además facilita un regenerado lejos de la planta madre, favoreciendo el intercambio genético y la colonización de nuevos lugares.

Aunque algunas semillas serán consumidas totalmente por los roedores, muchas otras serán almacenadas escapando a la predación (Pulido y Díaz, 2005; Gómez *et al.*, 2008; Perea *et al.*, 2011a,c). La relativa abundancia de semillas respecto de la población de roedores podría jugar un papel importante, con más semillas dispersadas y menos destruidas para valores más elevados de la proporción semillas/roedores (Theimer, 2004; Zhang *et al.*, 2008a). Para determinar cuándo una bellota es preferida o no habría que

fijarse en un fenómeno común que se da en todas las especies de *Quercus*, “la vecería”. En años de poca cosecha, las bellotas seleccionadas y almacenadas por los roedores pueden sufrir un alto grado de recuperación y por lo tanto una alta tasa de predación, en esta situación, las semillas menos preferidas podrían mantenerse almacenadas más tiempo y escapar más fácilmente a la predación. De todas formas el balance entre la predación y la dispersión efectiva de las semillas necesita de estudios más exhaustivos para poder entender completamente las consecuencias ecológicas de la selección de especies en la regeneración y composición de las masas mixtas de *Quercus*.

7. CONCLUSIONES.

La actividad de manejo, selección y movilización de semillas por parte del ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) se ve influenciada por ciertos factores ambientales, tales como la luminosidad lunar y la presencia de matorral. En este estudio se demuestra que ambos factores no influyen de la misma manera, siendo el tipo de microhábitat (matorral o claro) el factor más relevante de los dos. El refugio proporcionado por la cobertura de matorral hace que aumente la actividad del roedor y sólo en áreas abiertas la luminosidad lunar tiene una influencia importante.

La influencia de estos factores ambientales en los patrones temporales de selección y movilización de bellotas es justamente la contraria. La fase lunar influye más que el microhábitat en el momento exacto de la primera entrada del ratón a los puntos de aprovisionamiento. Este tiempo, en general, es menor en luna llena que en luna nueva, debido a que en luna llena el animal aprovecha las horas de oscuridad total (entre el ocaso y la salida de la luna). La luminosidad real de la luna (debido a la nubosidad o a la posición del astro en el cielo) es determinante, pero sólo en microhábitats de claro. En el caso del tiempo dedicado al manejo y selección de la bellota por el ratón, la influencia del microhábitat es muy importante, dedicando el ratón de campo un menor tiempo de selección de bellotas en áreas de claro que bajo cobertura de matorral. La luminosidad real de la luna también influye en el tiempo empleado en la selección, aunque sólo en microhábitats de claro, siendo el tiempo dedicado menor cuanto mayor es el valor de la luminosidad.

La interacción entre microhábitat y luminosidad lunar afectan tanto al tiempo exacto de movilización de las semillas como a la selección de éstas, e incluso a su destino, ya que las semillas que son movilizadas más tarde tienen mayor probabilidad de ser predadas por otras especies consumidoras de semillas, de ser atacada por agentes bióticos nocivos o de deshidratarse.

La selección de semillas de diferentes especies de *Quercus* por parte del ratón de campo está influenciada por el microhábitat. Los roedores bajo cobertura de matorral se sienten

más seguros y por tanto dedican más tiempo a la selección de semillas, eligiéndolas de un modo más preciso. La selección de semillas por tamaños también se ve influenciada por el tipo de microhábitat. El tamaño grande es preferido frente al pequeño sólo en microhábitats de matorral. Pero bajo las mismas condiciones, la selección de semillas por especie es más importante que la selección de éstas por su tamaño.

La selección no sólo depende de las propiedades intrínsecas de la semilla, también se ve influenciada por la seguridad que ofrece el microhábitat donde se encuentre el individuo. La luminosidad de la luna afecta a la selección de semillas sólo en microhábitats de claro. Con altos niveles de luz y sin presencia de refugio, el animal se encuentra totalmente expuesto ante sus depredadores. Esto se traduce en una selección menos precisa cuanto mayor es el riesgo de morir. Los microhábitats con cobertura de matorral son los preferidos de los roedores aunque la competencia intraespecífica es alta en estos lugares. La luminosidad real de la luna podría considerarse como un factor medioambiental que reduce la competencia en áreas abiertas y la incrementa en áreas protegidas por matorral.

Por último, la selección que realiza el ratón de campo (prefiriendo determinadas especies de *Quercus* frente a otras) puede influir en la composición de los bosques de *Quercus*, favoreciendo aquellas especies cuyas semillas sean más frecuentemente dispersadas a zonas favorables para su germinación y establecimiento. Sin embargo, se requieren de estudios más profundos que aborden la verdadera relación entre selección de semillas y su dispersión efectiva.

8. BIBLIOGRAFÍA.

8.1. Referencias Bibliográficas.

1. Abbott, H.G. y Quink, T.F. 1970. Ecology of eastern white pine seed caches made by small forest mammals. *Ecology*, 51: 271-278.
2. Afzal-Rafii, Z., Dodd, R. S. y Pelleau, Y. 1992. Mediterranean evergreen oak diversity: morphological and chemical variation of acorns. *Canadian Journal of Botany*, 70: 1459-1466.
3. Akbar, Z. y Gorman, M. L. 1993b. The effect of supplementary feeding upon the sizes of the home ranges of woodmice *Apodemus sylvaticus* living on a system of maritime sanddunes. *Journal of Zoology*, 231: 233-237.
4. Alba de, J. M., Carbonell, R., Alonso, C. L., García, F. J., Díaz, M., Santos, T. y Tellería, J. L. 2001. Distribución invernal de los micromamíferos en bosques fragmentados de llanura del centro de España. *Galemys*, 13: 63-78.
5. Alcántara, M. 1989. Análisis de la distribución altitudinal de la fauna de micromamíferos de la Sierra de Guadarrama (Sistema Central; España). *Acta Biológica Montana*, 9: 85-92.
6. Alcántara, M. y Tellería, J. L. 1991. Habitat selection of Wood Mouse in cereal steppes of Central Spain. *Z. Säugetierkd.*, 56: 347-351.
7. Alcántara, M. 1992. Distribución y preferencias de hábitat de los micromamíferos (Insectívora y Rodentia) de la sierra de Guadarrama. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
8. Alcántara, M. y Díaz, M. 1996. Patterns of body weight, body size, and body condition in the Wood Mouse *Apodemus sylvaticus* L.: Effects of sex and habitat quality. *Proceedings of the I European Congress of Mammalogy*. Museu Bocage, Lisboa. Págs. 141-149.
9. Alcántara, M., Rey, P.J., Sánchez-Lafuente, A.M. y Valera, F. 2000. Early effects of rodent post-dispersal seed predation on the outcome of the plant-seed disperser interaction. *Oikos*, 88: 362-370.
10. Alonso, C. L. 2010. Arrendajo (*Garrulus glandarius*). En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A. y Bautista, L. M. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
11. Almeida, J.A.A., Marinho, A.A.M. y Baptista M.E.S. 1992. Valor nutritivo da bolota e da lande. En: II coloquio sobre el cerdo mediterráneo. Badajoz, España. Págs. 9-10.

12. Amaral Franco, J. 1990. *Quercus* L. En: Castroviejo et al. (Eds). *Flora ibérica*, 2: 15-63. C.S.I.C. Madrid.
13. Arrizabalaga, A. y Llimona, F. 1996. Efectes del foc sobre la fauna i recuperació de la fauna després del foc. En: J. Terradas (Ed.). *Ecología del foc*. Ediciones Proa, S.A. Págs. 173-194.
14. Arrizabalaga, A., Torre, I., Catzefflis, F., Renaud, F. y Santalla, F. 1999. Primera citació d'*Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) al Montseny. Determinació morfològica i genètica. *Trobada d'Estudiosos del Montseny*, 3 y 4: 193-195.
15. Azcón-Bieto, J. y Talón, M. 2003. Fundamentos de Fisiología Vegetal. *McGraw-Hill-Interamericana*. Madrid.
16. Blair, W. F. 1943. Activities of the Chihuahua deer-mouse in relation to light intensity. *Journal of Wildlife Management*, 7: 92-97.
17. Blanche, C. A. 1981. Changes in the levels of growth regulators during maturation and the effect of oxidants on germination of *Quercus nigra* L. seed. *Mississippi State*, MS. Mississippi State University.
18. Blanco, J.C. 1998. Mamíferos de España. *GeoPlaneta*, Barcelona. España.
19. Bonal, R., Muñoz, A. y Díaz, M. 2007. Satiation of predispersal seed predators: the importance of considering both plant and seed levels. *Evolutionary Ecology*, 21: 367-380.
20. Bonner, F. T. 1974a. Chemical components of some southern fruits and seeds. *Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station*. General Technical Report. SO-183. New Orleans, LA: U.S.
21. Bonner y Vozzo. 1987. Seed Biology and Technology of *Quercus*. *Departament of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station*. General Technical Report. SO-66. New Orleans, LA: U.S.
22. Bowers, M. A. y Dooley, J. L. 1993. Predation hazard and seed removal by small mammals: microhabitat versus patch scale effects. *Oecologia*, 94: 247-254.
23. Bullock, J.M., Moy, I.L., Pywell, R.F., Coulson, S.J., Nolan, A.M. y Caswell, H. 2002. Plant dispersal and colonization processes at local and landscape scales. En: Bullock, J.M., Kenward, R.E. y Hails, R.S. (Eds.). *Dispersal Ecology*. Blackwell Science. Págs. 279-302.
24. Cantos, E., Espin, J. C., Lopez-Bote, C., De la Hoz, L., Ordonez, J. A. y Tomas-Barberan, F. A. 2003. Phenolic compounds and fatty acids from acorns (*Quercus* spp.), the main

dietary constituent of free-ranged Iberian pigs. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 51: 6248-6255.

25. Cañellas, I. y San Miguel, A. 2003. La Coscoja (*Quercus coccifera* L.): Ecología, Características y Usos. INIA. Madrid.

26. Callaway, R.M. 1992. Effect of shrubs on recruitment of *Quercus douglasii* and *Quercus lobata* in California. *Ecology*, 73: 2118-2128.

27. Camacho, M. y Moreno, S. 1989. Datos sobre la distribución espacial de los micromamíferos en el Parque Nacional de Doñana. *Doñana, Acta Vertebrata*, 16: 239-245.

28. Carbonero, M.D., Fernández, A., Blázquez, A., Navarro, R. y Fernández, P. 2006. Acorn quality depending on pruning, botanic variety and harvest date. En: Proceedings of the 21st General Meeting of the European Grassland Federation. Badajoz, España. Págs. 583-585.

29. Carrasco, I., Domínguez, S., Herrero, N. y Nicolás, J.L., 1995. El tamaño de la bellota influye en el éxito de las plantaciones de encinas y quejigos. *Quercus*, 117: 16-17.

30. Castién, E. 1994. Estudio bioecológico de los micromamíferos (Insectívora y Rodentia) de un hayedo acidófilo de Quinto Real (Navarra). Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona, Barcelona.

31. Castién, E. y Gosálbez, J. 2001. Pequeños mamíferos forestales: influencia de las actividades forestales sobre las comunidades de Insectívoros y Roedores. En: Camprodon, J. y Plana, E. (Eds.). *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: su aplicación en la fauna vertebrada*. Ediciones de la Universidad de Barcelona, Barcelona. Págs. 353-364.

32. Chang, G., Xiao, Z. y Zhang, Z. 2009. Hoarding decisions by Edward's long-tailed rats *Leopoldamys edwardsi* and South China field mice *Apodemus draco*: The responses to seed size and germination schedule in acorns. *Behavioural Processes*, 82: 7-11.

33. Cheng, J. y Zhang, H. 2011. Seed-hoarding Edward's long-tailed rats *Leopoldamys edwardsi* in response to weevil infestation in cork oak *Quercus variabilis*. *Current Zoology*, 57: 50-55.

34. Clarke, J. R. 1985. The reproductive biology of the bank vole (*Clethrionomys glareolus*) and the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*). En: The ecology of woodland rodents. *Bank voles and Wood mice. Symposia of the Zoological Society of London*, 55: 33-59.

35. Comas, L., Raspall, A., Mateu, M. y Moragas, E. 1997. Seguiment interanual de poblacions de rosegadors al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. IV

Jornades sobre recerca al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. Págs. 153-161.

36. Corp, N., L. Gorman, M. y Speakman J. R. 1997. Ranging behaviour and time budgets of male wood mice *Apodemus sylvaticus* in different habitats and seasons. *Oecologia*, 109: 242-250.

37. Crawley, M.J. y Long, C.R. 1995. Alternate bearing, predator satiation and seedling recruitment in *Quercus robur*. *Journal of Ecology*, 83: 683-69.

38. Crawley, M.J. 2007. The R book. *Wiley Editorial*, England.

39. Crowley, P., Travers, S., Linton, M., Cohn, S., Sih, A. y Sargent, C. 1991. Mate density, predation risk, and the seasonal sequence of mate choice: a dynamic game. *American Naturalist*, 137: 567-596.

40. Darley-Hill, S. y Johnson, W.C. 1981. Acorn dispersal by blue jays (*Cyanocitta cristata*). *Oecologia*, 50: 231-232.

41. Delibes, J. 1985. Distribution and abundance of small mammals in a gradient of altitude. *Acta Zoologica Fennica*, 173: 53-56.

42. Den Ouden, J., Jansen, P. A. y Smit, R. 2005. Jays, mice and oaks: predation and dispersal of *Quercus robur* and *Q. petraea* in North-western Europe. En: Seed Fate. Forget, P. M., Lambert, J., Hulme, P. y Vander Wall, S. B. (Eds), Wallingford: CAB International. Págs. 223-240.

43. Díaz, M. 1991. Patrones de abundancia de micromamíferos en medios naturales y manejados por el hombre (dehesas y cultivos cerealistas). *Aegyptus*, 9: 35-41.

44. Díaz, M. 1992. Rodent seed predation in cereal crop areas of Central Spain: effects of physiognomy, food availability, and predation risk. *Ecography*, 15: 77-85.

45. Díaz, M., González, E., Muñoz-Pulido R., y Naveso, M. A. 1993. Effects of food abundance and habitat structure on seed-eating rodents wintering in Spanish man-made habitats. *Z. Säugetierkd.*, 58: 302-311.

46. Díaz, M., Torre, I., Peris, A. y Tena, L. 2005. Foraging behavior of wood mice as related to presence and activity of genets. *Journal of Mammalogy*, 86: 1178-1185.

47. Espelta, J.M., Cotes, P., Molowny-Horas, R., Sánchez-Humanes, B. y Retana, J. 2008. Masting mediated by summer drought reduces acorn predation in mediterranean oak forests. *Ecology*, 89: 805-817.

48. Fa, J. E., Shaw, E., y Santana, A. 1992. Habitat associations of small mammals in a southern Spanish fir forest. *Mammalia*, 56: 478-481.
49. Fernández, F.A.S., Evans, P.R. y 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.
50. Fernández, I., A. Gómez, P. Moreno, E. de Pedro, E. Díaz, F.J. López y L. Sánchez. 2004. Variabilidad de las características de las bellotas en el Valle de los Pedroches (Córdoba). En: Pastos y ganadería Extensiva. XLIV Reunión Científica de la SEEP. Salamanca. Págs. 317-322.
51. Flowerdew, J.R. 1985. The population dynamics of wood mice and yellow-necked mice. En: Flowerdew, J.R., Gurnell J. y Gipps, J. H. W. (Eds.). The ecology of woodland rodents. *Bank voles and Wood mice. Symposia of the Zoological Society of London*, 55: 315-338.
52. Fedriani J M. y Delibes, M. 2008. ¿Quién siembra arbustos en Doñana?. *Quercus*, 271: 22-28.
53. Ferreira-Dias, S., Valente, D.G. y Abreu, J.M.F. 2003. Pattern recognition of acorns from different *Quercus* species based on oil content and fatty acid profile. *Grasas y Aceites*, 54: 384-391.
54. Fons, R., Libois R. y Saint-Girons, M. C. 1980. Les micromammifères dans le Département des Pyrénées-Orientales. *Vie Milieu*, 30: 285-299.
55. Fons, R., Libois R. y Saint-Girons, M. C. 1993. Le cycle sexuel chez le mulot sylvestre, *Apodemus sylvaticus* (L., 1758) en région méditerranéenne. *Z. Säugetierkd.*, 58: 38-47.
56. Forget, P.M. 1990. Seed dispersal of *Vouacapoua americana* (Caesalpiniaceae) by caviomorph rodents in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 6: 459-468.
57. Galán, P., Gamarra, R., García, J.I. 2003. Árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares. *Jaguar*. Madrid.
58. García, D. 1993. Uso de micohábitat del ratón de campo (*Apodemus sylvaticus* L.) en robledales y áreas ecotonales del Pirineo. *Doñana, Acta Vertebrata*, 20: 125-143.
59. García-Perea, R., Gisbert, J. 1997. Lista patrón de los mamíferos de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias. *Galemys*, 9: 1-38.

60. García, F. J., Díaz, M., de Alba, J. M., Alonso, C. L., Carbonell, R., López de Carrión, M., Monedero, C. y Santos, T. 1998. Edge effects and patterns of winter abundance of wood mice *Apodemus sylvaticus* in Spanish fragmented forests. *Acta Theriologica*, 43: 255-262.
61. Gil, L., González Doncel, I. y colaboradores. 2010. El Hayedo de Montejo. Una gestión sostenible. *Dirección General de Medio Ambiente*. Madrid.
62. Gómez, J.M., García, D., Zamora, R. 2002. Impact of vertebrate acorn and seedling predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Forest Ecology and Management*, 180: 125-134.
63. Gómez, J.M. 2003. Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape. *Ecography*, 26 (5): 573-584.
64. Gómez, J.M. 2004. Bigger is not always better: conflicting selective pressures on seed size in *Quercus ilex*. *Evolution*, 58: 71-80.
65. Gómez, J.M. 2004. Importance of microhabitat and acorn burial on *Quercus ilex* early recruitment: non-additive effects on multiple demographic processes. *Plant Ecology*, 172 (2): 287-297.
66. Gómez, J. M., Puerta-Piñeiro, C. y Schupp, E. W. 2008. Effectiveness of rodents as local seed dispersers of Holm oaks. *Oecologia*, 155: 529-537.
67. Gómez-Aparicio, L., Pérez-Ramos, I., Mendoza, M.I., Matías, L., Quero, J.L., Castro, J., Zamora, R. y Marañón T. 2008. Oak seedling survival and growth along resource gradients in Mediterranean forests: implications for regeneration in current and future environmental scenarios. *Oikos*, 117 (11): 1683-1699.
68. Gosàlbez, J. 1987. Insectívors i rosegadors de Catalunya. *Ketres editora*, S.A., Barcelona.
69. Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review*, 52: 107-145.
70. Guitián, J. 1989. Consumo de frutos de acebo (*Ilex aquifolium* L.) y movilización de semillas por paseriformes en las montañas cantábricas occidentales, noroeste de España. *Ardeola*, 36: 73-82.
71. Harper, J.L., 1967. A Darwinian approach to plant ecology. *Journal of Ecology*, 55: 247-270.
72. Harper, J.L. 1977. Population biology of plants. *Academic Press*, London.

73. Hansson, L. 1985. The food of bank voles, wood mice and yellow-necked mice. En: The ecology of woodland rodents. *Bank voles and Wood mice. Symposia of the Zoological Society of London*, 55: 141-168.
74. Herrera, C.M. 1984. A study of avian frugivores, bird-dispersed plants, and their interactions in Mediterranean scrublands. *Ecological Monographs*, 54: 1-23.
75. 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.
76. Hopper, G. M. y Vozzo, J. A. 1982. Auxin, gibberellic acid and abscisic acid in water oak embryos. En: Proceedings, 7th North American forest biology workshop; 1982 July 26-28. Lexington, KY. Lexington, KY. University of Kentucky and Society of American Foresters. Págs 327-331.
77. Hulme, P.E., 1996. Natural regeneration of yew (*Taxus baccata* L.): microsite, seed or herbivore limitation. *Journal of Ecology*, 84: 853-861.
78. Janeau, G. 1980. Répartition écologique des micromammifères dans l'étage alpin de la région de Briançon. *Mammalia*, 44: 1-25.
79. Janzen, D. H. 1969. Seed-eaters versus seed size, number, toxicity and dispersal. *Evolution* 23: 1-27.
80. Janzen, D. H. 1971. Seed predation by animals. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2: 465-492.
81. Jenkins, D.G., Brescain, C. R., Duxbury, C.V., Elliot, J.A., Evans, J.A., Grablow, K.R., Hillegass, M., Lyon. B., Metzger, G., Olandese, M., Pepe, D.,silvers, G., Suresch, H.N., Thompson, T.N., Trexler, C.M., Williams, G.E., Williams, N.C y Williams, S.E. 2007. Does size matter for dispersal distance? *Global Ecology and Biogeography*, 16: 415-425.
82. Hughes, J. J., Ward, D. y Perrin, M. R. 1994. Predation risk and competition affect habitat selection and activity of Namib desert gerbils. *Ecology*, 75: 1397-1405.
83. Jordano, P. 1982. Migrant birds are the main seed dispersers of blackberries in southern Spain. *Oikos*, 38: 183-193.
84. Jordano, P. 1989. Pre-dispersal biology of *Pistacia lentiscus* (Anacardiaceae): cumulative effects on seed removal by birds. *Oikos*, 55:375-386.
85. Jordano, P., Herrera, C.M. 1995. Shuffling the offspring: Uncoupling and spatial discordance of múltiple stages in vertebrate seed dispersal. *Écoscience*, 2: 465-492.

86. Jordano, P., Schupp, E. W. 2000. Seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. *Ecological Monographs*, 70 (4): 591-615.
87. Jubete, F. 2002. *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758). En: Palomo L. J. y Gisbert J. (Eds). *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid. Págs 404-407.
88. Kaufman, D. W. y Kaufman, G. A. 1982. Effect of moonlight on activity and microhabitat use by Ord's kangaroo rat (*Dipodomys ordii*). *Journal of Mammalogy*, 63: 309-312.
89. Kelly, D. 1994. The evolutionary ecology of mast seeding in perennial plants: why, how, where?. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 33: 427-447.
90. Kikkawa, J. 1964. Movement, activity and distribution of the small rodents *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus sylvaticus* in woodland. *Journal of Animal Ecology*, 33: 259-299.
91. King, C. M. 1985. Woodland rodents and their predators. En: The ecology of woodland rodents. *Bank voles and Wood mice. Symposia of the Zoological Society of London*, 55: 219-247.
92. Kobayashi M., MacMillan J., Phinney B., Gaskin P., Spray C.R. y Hedden P. 2000. Gibberelin Biosynthesis, metabolic evidence for three steps in the early 13-hydroxylation pathway of rice. *Phytochemistry*, 55: 317-321.
93. Kollmann, J. y 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.
94. Kotler, B.P. 1984. Predation risk and the structure of desert rodent communities. *Ecology*, 65: 689-701.
95. Kolter, B.P., Brown, J.S. y Hasson, O. 1991. Owl predation on gerbils: the role of body size, illumination, and habitat structure on rates of predation. *Ecology*, 71: 2249-2260.
96. Kotler, B. P., Ayal, Y. y Suhach, A. 1994. Effects of predatory risk and resource renewal on the timing of foraging activity in a gerbil community. *Oecologia*, 100: 391-396.
97. Kotler, B.P., Brown, J.S., Dall, S.R.X., Gresser, S., Ganey, D. y Bouskila, A. 2002. Foraging games between gerbils and their predators: temporal dynamics of resource depletion and apprehension in gerbils. *Evolutionary Ecology Research*, 4: 495-518.

98. Kotler, B. P., Brown, J., Mukherjee, S., Berger-Tal, O. y Bouskila, A. 2010. Moonlight avoidance in gerbils reveals a sophisticated interplay among time allocation, vigilance and state-dependent foraging. *Proceedings of the Royal Society B*, 277: 1469-1474.
99. Lambert, J.E. 2002. Exploring the link between animal frugivory and plant strategies: the case of primate fruit-processing and post-dispersal seed fate. En: Levey, D.J., Silva, W.R. y Galetti, M. (Eds). *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. CAB International, Wallingford, UK.. Págs. 365-379.
100. Leaver, L. A. y Daly, M. 2003. Effect of predation risk on selectivity of heteromyid rodents. *Behavioral Processes*, 64: 71-75.
101. Leiva, M.J. y Fernández-Ales, R. 1998. Variability in seeding water status during drought within a *Quercus ilex* subsp. Ballota population, and its relation to seedling morphology. *Forest Ecology and Management*, 111: 147-156.
102. Longland, W.S. 1994. Seed use by desert granivores. En: Monson, S.B. y Kitchen, S.G. (Eds.), *Proceedings of the symposium on ecology, management, and restoration of Intermountain annual rangelands*. USDA Forest Service INT-GTR-313. Págs. 233-237.
103. López-Carrasco, C., A. Daza, A. Rey, A. y. López-Bote C. 2004. Efectos de las heladas y los carpófagos (*Curculio* sp.) sobre la calidad de bellotas en una dehesa de Castilla-La Mancha. En: *Pastos y ganadería Extensiva*. Actas de la XLIV Reunión Científica de la S.E.E.P. Salamanca. Págs. 427-432.
104. López-Carrasco, C., T. Muñoz D.L., A. Daza, A. Rey y López Bote C.. 2005. Variaciones inter e intraanuales de la calidad de bellotas de encina en una dehesa de Castilla-La Mancha. En: Actas de la XLV Reunión Científica de la S.E.E.P. Serida. Págs 391-398.
105. López de Heredia, U. 2006. Filogeografía de los *Quercus* Esclerófilos (*Q. suber* L., *Q. ilex* L. y *Q. coccifera* L.) en el Mediterráneo Occidental. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes.
106. López González, G. 2002-2004. Guía de los árboles y arbustos de la Península Ibérica y Baleares (Especies silvestres y las cultivadas más comunes).Ed. *Incafo*, Madrid.
107. MacMillian J. y Takahasi, N. 1968. Proposed procedure for the allocation for trivial names to the gibberelins. *Nature*, 217:170-171.
108. Madrigal, A. 1994. Ordenación de montes arbolados. M.A.P.A. ICONA. Colección Técnica.

109. Manson, R. H. y Stiles, E. W. 1998. Links between microhabitat preferences and seed predation by small mammals in old fields. *Oikos*, 82: 37-50.
110. Mariné, R., Dalmau, J., Torre, I. y Martínez-Vidal, R. 2001. Importancia de la gestión forestal y de las comunidades de micromamíferos en la estrategia de conservación del mochuelo boreal (*Aegolius funereus*) en la vertiente sur del Pirineo. En: Camprodon, J. y Plana, E. (Eds.). *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: su aplicación en la fauna vertebrada*. Ediciones de la Universidad de Barcelona. Págs 307-320.
111. Mitchell, W. A. 1990. An optimal-control theory of diet selection: the effects of resource depletion and exploitative competition. *Oikos*, 58: 16-24.
112. Montgomery, W. I. y Gurnell, J. 1985. The behaviour of *Apodemus*. En: The ecology of woodland rodents. Bank voles and Wood mice. Symposia of the Zoological Society of London, 55: 89-115.
113. Montgomery, W. I. 1989a. *Peromyscus* and *Apodemus*: Patterns of similarity in ecological equivalents. Pp: 293-365. En: Kirkland, G. I. Jr. y Layne, J. N. (Eds.). *Advances in the study of Peromyscus (Rodentia)*. Lubbock, Texas Tech. University Press.
114. Montgomery, W. I. 1989b. Population regulation in the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*. I. Density dependence in the annual cycle of abundance. *Journal of Animal Ecology*, 58: 465-475.
115. Montgomery, W. I. 1989c. Population regulation in the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*. II. Density dependence in spatial distribution and reproduction. *Journal of Animal Ecology*, 58:477-494.
116. Montgomery, W. I., Wilson, W. L y Elwood R. W. 1997. Spatial regulation and population growth in the wood mouse *Apodemus sylvaticus*: experimental manipulations of males and females in natural populations. *Journal of Animal Ecology*, 66: 755-768.
117. Montgomery, W. I. 1999. *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758). En: Mitchell-Jones, A. J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P. J. H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J. B. M., Vohralík, V. y Zima J. (Eds.). *The Atlas of European Mammals*. Págs. 274-275.
118. Monturiol, F. y Alcalá del Olmo, L., 1990. Mapa de asociaciones de suelos de la Comunidad de Madrid. CAM. Consejería de Agricultura y Cooperación y CSIC, Madrid.
119. Muñoz, A. y Bonal R. 2008. Los ratones aprenden a seleccionar las bellotas sanas y contribuyen a una mejor regeneración. *Quercus*, 10: 55-58.

120. Muñoz, A., Bonal, R. y Díaz, M. 2009. Ungulates, rodents, shrubs: interactions in a diverse Mediterranean ecosystem. *Basic and Applied Ecology*, 10:151-160.
121. Nikolaeva, M. G. 1970. On the hormonal nature of the regulation of deep dormancy of seeds. En: Bialobok, S., Suszka, B. (Eds.). Proceedings, international symposium on seed physiology of woody plants. 1968, 3-8 of September; Kornik, Poland. Poznan, Poland: Polish Academy of Sciences. Págs. 39-44.
122. Nowak, R. M. 1991. Walker's Mammals of the World. *The John Hopkins University Press*. Baltimore and London. Primera edición (volumen 2).
123. Pardo, F. y Gil, L., 1997. La transformación del paisaje de la Sierra de "la Sierra Pobre" de Madrid. Influencia de la agricultura y la ganadería en la extinción local de los pinares. *Estudios Geográficos*, 57 (228): 397-423.
124. Pardos, J. A. 2001. Fisiología Vegetal aplicada a especies forestales. *Fundación Conde del Valle Salazar*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid.
125. Perea, R. 2008. Dispersión secundaria de semillas de robles en el Hayedo de Montejo de la Sierra (Madrid). Trabajo Fin de Máster, Universidad de Alcalá (UAH), Universidad Complutense de Madrid (UCM), Universidad Rey Juan Carlos (URJC) y Universidad Politécnica de Madrid (UPM). Madrid.
126. Perea R., González R., San Miguel A., Gil L. 2011. Moonlight and shelter cause differential seed selection and removal by rodents. *Animal Behaviour*, 82: 717-723.
127. Perea, R., San Miguel, A., Gil, L. 2011a. Leftovers in seed dispersal: ecological implications of partial seed consumption for oak regeneration. *Journal of Ecology*, 99, 194-201. doi:10.1111/j.1365-2745.2010.01749.x
128. Perea, R., San Miguel, A., Martínez-Jáuregui, M., Valbuena-Carabaña, M., Gil, L. 2011b. Effects of seed quality and seed location on the removal of acorns and beechnuts. *European Journal of Forest Research*. En prensa.
129. Perea, R., San Miguel, A., Gil, L. 2011c. Acorn dispersal by rodents: the importance of re-dispersal and distance to shelter. *Basic and Applied Ecology*. doi:10.1016/j.baae.2011.05.00
130. Perea, R., San Miguel, A. Gil, L. 2011d. Disentangling factors controlling fruit and seed removal by rodents in temperate forests. *Seed Science Research*, 21: 227-234.

131. Pérez-Ramos, I. M., Marañón, T., Lobo, J. M. y Verdú, J.R. 2007. Acorn removal and dispersal by the dung beetle "*Thorectes lusitanicus*": ecological implications. *Ecological Entomology*, 32(4): 349-56.
132. Pérez-Ramos, I.M. y 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.
133. Peterson, J. K. 1983. Mechanisms involved in delayed germination of *Quercus nigra* L. seeds. *Annals of Botany*. 52: 81-92.
134. Plan Regional de Repoblaciones de la Comunidad de Madrid para el quinquenio 2006-2010. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Comunidad de Madrid.
135. Pons, J. y Pausas, J.G. 2007. Acorn dispersal by radio-tracking. *Oecologia*, 153: 903-911.
136. Pons, J. y Pausas, J. G. 2007a. Not only size matters: acorn selection by the European jay (*Garrulus glandarius*). *Acta Oecologica*, 31 (3): 353-360.
137. Pons, J. y Pausas, J. G. 2007b. Acorn dispersal estimated by radio-tracking. *Oecologia*, 153 (4): 903-911.
138. Pons, J. y Pausas, J. G. 2008. Modelling jay (*Garrulus glandarius*) abundance and distribution for oak regeneration assessment in Mediterranean landscapes. *Forest Ecology and Management*, 256 (4): 578-584.
139. Puerta-Piñero, C. 2008. Ecología de la regeneración de *Quercus ilex* a escala de paisaje: importancia de los dispersores y depredadores de semillas para el reclutamiento. Tesis Doctoral Departamento Ecología Universidad de Granada, España.
140. Pulido F.J. 1999. Herbivorismo y regeneración de la encina (*Quercus ilex* L.) en bosques y dehesas. Tesis doctoral. Universidad de Extremadura, Cáceres, España.
141. Pulido, F.J. 2002. Ecología reproductiva y conservación: el caso de la regeneración de los bosques templados y subtropicales de robles (*Quercus* spp.). *Revista Chilena de Historia Natural*, 75: 5-15.
142. Pulido, F.J., Díaz, M. e Hidalgo, S. J. 2001. Size-structure and regeneration of holm oak (*Quercus ilex*) forests and dehesas: Effects of agroforestry use on their long-term sustainability. *Forest Ecology and Management*, 146: 1-13.

143. Pulido, F. J. y Díaz, M. 2002. Dinámica de la regeneración natural del arbolado de encina y alcornoque. En: Pulido, F. J., Campos, P. y Montero, G. (Eds.). *La gestión forestal de las dehesas*. IPROCOR, Mérida. Págs 39-62.
144. Pulido, F.J. y Díaz, M. 2005. Regeneration of a Mediterranean oak: a whole-cycle approach. *Ecoscience*, 12: 92-102.
145. Rey, P. y Alcántara, J.M. 2000. Recruitment dynamics of a fleshy-fruited plant (*Olea europea*): connecting patterns of seed dispersal to seedling establishment. *Journal of Ecology*, 88: 622-633.
146. Ribbens, E., Silander, J.A. y Pacala, S.W., 1994. Seedling Recruitment in Forests - Calibrating Models to Predict Patterns of Tree Seedling Dispersion. *Ecology*, 75(6):1794-1806.
147. Ridley, H.N. 1930. The dispersal of plants throughout the world. Reeve, Ashford, Kent. London, UK.
148. Rivas-Martínez, S. y Sáenz Lain, C. 1991. Enumeración de los *Quercus* de la Península Ibérica. *Rivasgodaya*, 6: 101-110.
149. Rivas Martínez, S. 2007. Mapa de series, geoserias y geopermaseries de vegetación de España. *Itinera Geobot.* 17 (1 y 2).
150. Rodríguez-Estévez, V., García Martínez, A., Mata Moreno, C., Perea Muñoz, J. M. y Gómez Castro, A.G. 2008. Dimensiones y Características Nutritivas de las Bellotas de los *Quercus* de la Dehesa. *Archivos de zootecnia*. 57 (R): 1-12. Departamento de Producción Animal. Facultad de Veterinaria. Universidad de Córdoba. España.
151. Ruiz de la Torre, J., Ceballos L. 1979. Árboles y arbustos. E.T.S.I.M, Madrid.
152. Sans-Coma, V. y Gosálbez J. 1976. Sobre la reproducción de *Apodemus sylvaticus* (L. 1758) en el nordeste ibérico. *Misc. Zool.*, 3: 227-233.
153. Sans-Coma, V., Rosado, L. M., y Gosálbez, J. 1987. Un estudio de la morfometría y del comienzo de la actividad reproductora de *Apodemus sylvaticus* (L., 1758) en la Península Ibérica basado en la consideración de los pelajes y las mudas como indicadores de la edad. En: Sans-Coma, V., Mas-Coma, S. y Gosálbez, J. (Eds.). *Mamíferos y Helminfos*. Págs 89-98.
154. Santos, T. y Tellería, J.L. 1997. Vertebrate predation on Holm oak, *Quercus ilex*, acorns in a fragmented habitat: effects on seedling recruitment. *Forest Ecology and Management*, 98: 181-187.

155. Schemske, D.W., Husband, B.C., Ruckelshaus, M.H., Goodwillie, C., Parker, I.M. y Bishop, J.G. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology*, 75, 584-606.
156. Schupp, E.W. y Fuentes, M., 1995. Spatial Patterns of Seed Dispersal and the Unification of Plant-Population Ecology. *Écoscience*, 2(3): 267-275.
157. Schupp, E.W. 1995. Seed seedling conflicts, habitat choice and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany*, 82: 339-409.
158. Serrada Hierro, R. 1995. Apuntes de Repoblaciones Forestales. *Fundación Conde del Valle de Salazar*. E.U.I.T. Forestal, Madrid.
159. Serrada Hierro, R. 2004. Apuntes de Selvicultura. *Servicio de Publicaciones*. E.U.I.T. Forestal. Madrid.
160. Sih, A. 1980. Optimal behaviour: can foragers balance two conflicting demands?. *Science*, 210: 1041-1043.
161. Soné, K. y Kohno, A. 1996. Application of radiotelemetry to the survey of acorn dispersal by *Apodemus* mice. *Ecological Research*, 11: 187-192.
162. Sork, V.L. 1984. Examination of seed dispersal and survival in red oak, *Quercus rubra* (Fagaceae), using metal-tagged acorns. *Ecology*, 65: 1020-1022.
163. Steele, M.A., Hadj-Chikh, L.Z., Hazeltine, J. 1996. Caching and feeding decisions by *Sciurus carolinensis*: Responses to weevil-infested acorns. *Journal of Mammalogy*, 77: 305-314.
164. Steele, M. A., Carlson, J. E., Smallwood, P. D., McEuen, A. B., Contreras, T. A. y Terzaghi, W. B. 2007. Linking seed and seedling shadows: a case study in the oaks (*Quercus*). En: Denis, A. J., Green, R. J., Schupp, E. W. y Westcott, D. A. (Eds.). *Seed Dispersal: Theory and its Application in a Changing World*. Wallingford, CAB International. Págs 322-339.
165. Stoddart, D. M. y Sales, G. D. 1985. The olfactory and acoustic biology of wood mice, yellownecked mice and bank voles. En: The ecology of woodland rodents. *Bank voles and Wood mice. Symposia of the Zoological Society of London*, 55: 117-139.
166. Taylor, R. J. 1988. Territory size and location in animals with refuges influence predation risk. *Evolutionary Ecology*, 2, 95-101.

167. Theimer, T. C. 2004. Rodent scatterhoarders as conditional mutualists. En: Forget, P. M., Lambert, J., Hulme, P. y Vander Wall, S. B. (Eds.). *Seed Fate*. Wallingford, CAB International. Págs 283-295.
168. Tylkowski, Tadeusz. 1977. Cold storage of *Quercus robur* L. acorns in an atmosphere of increased content of CO₂ and a reduced O₂ level. *Arboretum Kornickie*, 22: 275-283.
169. Torre, I., Díaz, M. y Arrizabalaga, A. 1999. Efectos del régimen climático local sobre la dinámica poblacional de *Apodemus sylvaticus*. *Resúmenes IV Jornadas SECEM*, Segovia. Págs 116-117.
170. Torre, I., Viñuela, J., Martínez, J., Bonal, R. y Díaz, M. 1999. Efectos del pastoreo del ganado vacuno sobre la distribución y abundancia de micromamíferos en pastizales de montaña del Sistema Central. *Resúmenes IV Jornadas SECEM*, Segovia. Págs 117-118.
171. Torre, I., Arrizabalaga, A., y Requejo, A. 2001. Distribución, abundancia y dinámica poblacional de micromamíferos en bosques mediterráneos: efectos de la estructura del hábitat y de la disponibilidad de frutos. *Resúmenes V Jornadas SECEM*, Vitoria-Gasteiz.
172. Torre, I., Arrizabalaga, A. y Díaz, M. 2002. Ratón de Campo (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758). *Galemys*, 14 (2): 1-26.
173. Torre, I., Díaz, M. 2004. Small mammal abundance in Mediterranean post-fire habitats: a role for predators? *Acta Oecologica*. 25 (3): 137-142.
174. Travers, S. E., Kaufman, D. W. y Kaufman, G. A. 1988. Differential use of experimental habitat patches by foraging *Peromyscus maniculatus* on dark and bright nights. *Journal of Mammalogy*, 69: 869-872.
175. Valbuena-Carabaña, M., González Martínez, S.C., Sork, V.L., Collada, C., Soto, A., Goicoechea, P.G. y Gil, L. 2005. Gene flow and hybridisation in a mixed oak forest (*Quercus pyrenaica* Willd. and *Quercus petraea* (Matts.) Liebl.) in central Spain. *Heredity*, 95: 457-465.
176. Valbuena-Carabaña, M., González-Martínez, S.C., Hardy, O.J. y Gil, L. 2007. Finescale spatial genetic structure in mixed oak stands with different levels of hybridization. *Molecular Ecology*, 16, 1207-1219.
178. Valladares F. 2004. Ambiente lumínico de los sotobosques ibéricos. *Quercus*, 215: 28-34.
179. Vander Wall SB, 1990. Food Hoarding in Animals. The University of Chicago Press. Chicago.

180. Vander Wall, S. B. 2001. The evolutionary ecology of nut dispersal. *Botanical Review*, 67: 74–117.
181. Vázquez, F.M. 1998a. Semillas de Quercus: biología, ecología y manejo. *Consejería de Agricultura y Comercio*. Junta de Extremadura. Badajoz.
181. Vázquez, F., E. Doncel y S. Ramos. 2001. Variaciones de calidad en la bellota. *Sólo Cerdo Ibérico*, 6: 75-80.
182. Verdú, M. y García-Fayos, P. 2002. Reproductive ecology of *Pistacia lentiscus* L. (*Anacardiaceae*): an evolutionary anachronism in the Mediterranean shrubland. *Revista chilena de historia natural*, 75: 57-65.
183. Vozzo, J. A. 1984. Insects and fungi associated with acorns of Quercus sp. En: Proceedings, cone and seed insects working party conference; 1983, 31 st of July-6 th of August; Athens, GA. Asheville, NC. *U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station*. Págs. 40-43.
184. Vozzo, J. A. 1985. Pericarp changes observed during *Quercus nigra* germination. *Seed Science and Technology*, 13: 1-9.
185. Wang, B. y Chen, J. 2008. An experiment using artificial 'seeds'. *Acta Oecologica*, 34: 379-385.
186. Wang, B. y Chen, J. 2009. Seed size, more than nutrient or tannin content, affects seed caching behavior of a common genus of Old World rodents. *Ecology*, 90: 3023-3032.
187. Willian, R. L. 1991, Guía para la manipulación de semillas forestales. *Estudio FAO Montes*, 20/2. Centro de Semillas Forestales de DANIDA.
188. Wolton, R. J. 1983. The activity of free-ranging wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Journal of Animal Ecology*, 52: 871-794.
189. Wolton, R. J. 1985. The ranging and nesting behaviour of wood mice, *Apodemus sylvaticus* (Rodentia; Muridae) as revealed by radio-tracking. *Journal of Zoology, London*, 206: 203-224.
190. Wolton, R. J. y Flowerdew, J. R. 1985. Spatial distribution and movements of wood mice, yellownecked mice and bank voles. En: The ecology of woodland rodents. *Bank voles and Wood mice. Symposia of the Zoological Society of London*, 55: 249-275.

191. Xiao, Z., Zhang, Z. y Wang, Y. 2004. Dispersal and germination of big and small nuts of *Quercus serrata* in a subtropical broad-leaved evergreen forest. *Forest Ecology and Management*, 195: 141-150.
192. Xiao, Z., Zhang, Z. y Wang, Y. 2005. Effects of seed size on dispersal distance in five rodent-dispersed fagaceous species. *Acta Oecologica*, 28: 221-229.
193. Ximénez de Ebún, J., 1977. El monte bajo. M.A.P.A. Madrid.
194. Zhang, H. M., Cheng, J. R., Xiao, Z. S. y Zhang, Z. B. 2008a. Effects of seed abundance on seed scatter-hoarding of Edward's rat (*Leopoldamys edwardsi* Muridae) at the individual level. *Oecologia*, 158: 57-63.
195. Zhang, H., Chen, Y. y Zhang, Z. 2008b. Differences of dispersal fitness of large and small acorns of Liaodong oak *Quercus liaotungensis* before and after seed caching by small rodents in a warm temperate forest, China. *Forest Ecology and Management*, 255: 1243-1250.
196. Zizkova, M. y Frynta, D. 1996. Reproduction in *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae) in captivity. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae*, 60: 83-93.

8.2. Enlaces de internet utilizados.

Página de la Comunidad de Madrid

http://www.madrid.org/cs/Satellite?c=CM_InfPractica_FA&cid=1142284260886&idTema=1109265601034&language=es&pagename=ComunidadMadrid%2FEstructura&pv=1142284263723&segmento=1&sm=1

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad

http://www.boe.es/aeboe/consultas/bases_datos/doc.php?id=BOE-A-2007-21490

Página del ayuntamiento de Montejo de la Sierra

http://www.montejodelasierra.net/hayedo_ficha.php?id=57

Giberelinas

<http://www.plant-hormones.info>

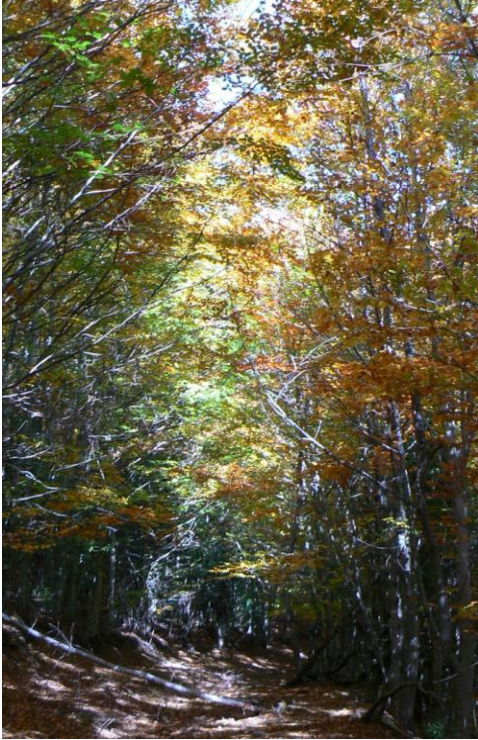
Guía para la manipulación de semillas forestales

www.fao.org/DOCREP/006/AD232S/ad232s08.htm

Fichas de Fauna Silvestre Ibérica. Revista Digital Sierra de Baza, 2004-2007

http://www.sierradebaza.org/Fichas_fauna/05_03_ratón-campo/ratón_campo.htm

9. ANEXO FOTOGRÁFICO.



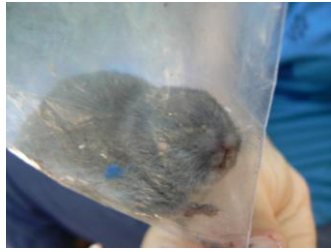
9.1. En algunas zonas, debido al denso follaje de la vegetación arbórea, la luz del sol casi no llega hasta el suelo del bosque.



9.2. Paisaje otoñal espectacular debido a la diversidad de especies vegetales del Hayedo.



9.3. Zona de estudio, microhábitat de claro (en primer plano) y microhábitat de matorral perennifolio denso (plano del fondo).



9.4. Individuo de la especie *Arvicola sapidus* capturado en las trampas de captura en vivo.



9.5. Individuo de la especie *Ericthacus rubecula* capturado en las trampas de captura en vivo.



9.6. Individuo de la especie *Apodemus sylvaticus* capturado en las trampas de captura en vivo



9.7. Colocación y revisión de las cámaras de video del experimento de foto-trampeo por la autora.



9.8. Individuo de la especie *Martes fonia* visitando una estación de aprovisionamiento con la intención fallida de comerse las bellotas que están bajo la malla metálica. Fotograma de una grabación de las cámaras de foto-trampeo.



9.9. Individuo de la especie *Sus scrofa* intentando levantar (sin éxito) la malla metálica de una estación de aprovisionamiento. Fotograma de una grabación de las cámaras de foto-trampeo.



9.10. Individuo de la especie *Garrulus glandarius* intentando comerse las bellotas a través de la malla, cosa que no pudo hacer. Fotograma de una grabación de las cámaras de foto-trampeo.



9.11. Individuo de la especie *Apodemus sylvaticus* que ha penetrado fácilmente bajo la malla metálica de una estación de aprovisionamiento. Fotograma de una grabación de las cámaras de foto-trampeo.