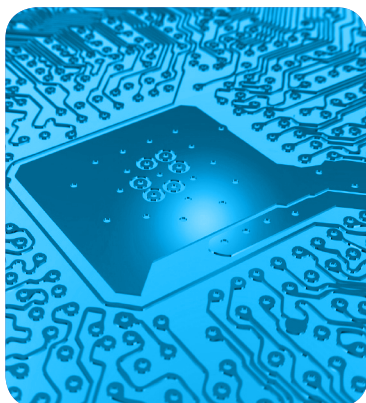
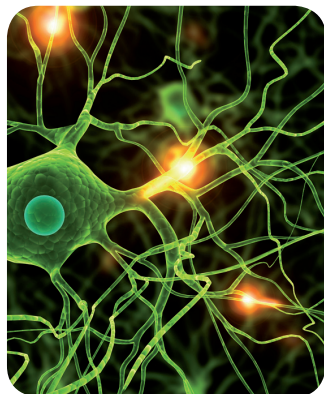


MÁSTERES de la UAM

Facultad de Ciencias
/ 14-15

Ecología



Efectos de la estructura del bosque en la abundancia de *Apodemus Sylvaticus* en un pinar de alta montaña mediterránea del centro peninsular
Carlos Jaime González



ÍNDICE

Introducción	<u>1</u>
Objetivos	<u>3</u>
Material y Métodos	<u>4</u>
Zona de estudio	4
Captura de micromamíferos	6
Variables de microhábitat	7
Variables de macrohábitat	8
Análisis estadísticos	11
Resultados	<u>13</u>
Capturas	13
Microhábitat	14
Macrohábitat	15
Modelos predictivos de presencia/abundancia	17
Patrones de peso en machos adultos	20
Discusión	<u>20</u>
Patrones de selección de hábitat	20
Patrones poblacionales	23
Conclusiones	<u>24</u>
Bibliografía	<u>25</u>

Efectos de la estructura del bosque en la abundancia de *Apodemus sylvaticus* en un pinar de alta montaña mediterránea del centro peninsular.

Carlos Jaime González (carlos.jaime@estudiante.uam.es)

Resumen

El papel del ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) en ecosistemas forestales es clave, por lo que conocer sus patrones de abundancia en función de las características estructurales del bosque es fundamental. Este estudio analiza los efectos de la estructura tridimensional del bosque en la abundancia de ratón de campo en verano, en un pinar de *Pinus sylvestris* de alta montaña del centro peninsular con gestión forestal sostenible. El análisis se realizó a dos escalas: microhábitat (2x2 m), a partir de variables tomadas en campo y macrohábitat (0,196 ha), con datos obtenidos mediante sensores remotos (LiDAR y Landsat 8). La captura de micromamíferos se realizó en 30 parcelas de 25 m de radio, con altitudes similares. En cada parcela se colocó una malla de 16 trampas Sherman, permaneciendo activas 4 noches. Se utilizó un modelo ZAP (*Zero-Altered Poisson*) que permitió discriminar los predictores que se asociaron con la abundancia y con la presencia de ratón de campo. El modelo predictivo mostró una relación positiva de la presencia y la abundancia de *A. sylvaticus* con la cobertura y diversidad de matorral. La abundancia se relacionó además, de forma negativa, con el gradiente de apertura del bosque y de forma positiva con la cobertura de roca desnuda y musgo. El modelo explicó un 36% de la variabilidad de los datos. Este trabajo pone de manifiesto la importancia de los gradientes de micro y macrohábitat en la selección de hábitat de *A. sylvaticus* en ambientes forestales. También evidencia la importancia que el sistema de gestión forestal utilizado tiene en la estructura de la vegetación resultante, y el potencial de LiDAR para su caracterización tridimensional.

Palabras clave: gestión forestal sostenible, gradiente estructural, LiDAR, *Pinus sylvestris*, ratón de campo.

Effects of forest structure in *Apodemus sylvaticus* abundance in a mediterranean high mountain pinewood of the center of Iberian peninsula.

Abstract

The role of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in forest ecosystems is key, so to know its abundance patterns, depending on the forest structure characteristics, is fundamental. This research analyses the effects of forest 3D structure on the abundance of wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in summer, in a high mountain pinewood (*Pinus sylvestris*) of the peninsular center with sustainable forest management. The analysis was conducted in two

scales: microhabitat (2x2 m), from variables measured on the field and macrohabitat (0,196 ha), with data obtained using remote sensing (LiDAR and Landsat 8). The capture of micromammals was performed in 30 plots with a radius of 25 m, with similar altitudes. Each plot had a 16 Sherman traps grid, remaining active 4 nights. We used a ZAP model (Zero-Altered Poisson), which permitted to discriminate the predictors associated with wood mouse abundance and presence. The predictive model showed a positive relationship of the presence and abundance of *A. sylvaticus* with cover and diversity of shrub. The abundance was in addition, negatively related with the gradient of forest opening and positively with the cover of bare rock and moss. The model explained a 36% of the variability of the data. This research illustrates the importance of both micro- and macrohabitat gradients in *A. sylvaticus* habitat selection in forest environments. It also demonstrates the importance the forest management system used, has on the resulting vegetation structure and the potential of LiDAR to characterize it in 3D.

Keywords: LiDAR, *Pinus sylvestris*, structural gradient, sustainable forest management, wood mouse.

Agradecimientos

A Raquel, que con su comprensión y paciencia se encargó de regar aquella semilla, que sin darme cuenta germinó en forma de curso de verano y ha ido creciendo en estos últimos años hasta traerme donde estoy. A Rafa, uno de los amigos con los que puedo discutir “de cosas de bichos”, y que junto con Raquel hicieron más amenos los últimos días de muestreo. A mi familia y amigos, cuyo apoyo incondicional vale más que grandes cantidades de dinero. En cierto modo, en esta crisis personal en el sentido griego de cambio, hay algo que no ha cambiado: si antes escuchaban con infinita paciencia e interés mis intentos de explicarles que telecomunicaciones e informática no eran lo mismo, ahora hacen otro tanto cuando este loco trata de justificarles que no es lo mismo ecología que ecologismo. Bromas aparte, a todos gracias. Cualquier camino es más fácil de andar con vosotros a mi lado. ¡Os quiero!

P. Acebes y E. T. Mezquida aportaron todo su conocimiento, apoyo y consejos siempre constructivos, así como el material necesario para los muestreos de campo y realizaron las no pocas gestiones administrativas. También proporcionaron ciertas variables utilizadas en este trabajo. Es de agradecer su gran disponibilidad y el estar siempre abiertos a sugerencias. A. Mateos fue mi fiel compañera de muestreos (algo que desafortunadamente no pude corresponder) con sus cuestas, sus moscas y sus picnics outdoor e indoor. Sin ella el trabajo de campo hubiera sido inabordable y mucho menos divertido. A. Santamaría formó parte de nuestra toma de contacto con los Apodemus y aportó sabios consejos sobre el manejo. J. Seoane me solucionó alguna duda estadística que me traía de cabeza. Por último gracias también al personal del Organismo Autónomo de Parques Nacionales (OAPN), que gestionó con diligencia y amabilidad nuestras peticiones de acceso y que nos ayudó en los primeros días de muestreo.

La Junta de Castilla y León proporcionó los permisos de captura pertinentes. El Centro Nacional de Educación Ambiental (CENEAM) cedió el uso de sus alojamientos en Valsaín.

Introducción

Los micromamíferos constituyen un grupo taxonómicamente heterogéneo y altamente interesante desde el punto de vista ecológico. Su gran capacidad de respuesta poblacional (Boonstra et al., 1998; Hanski et al., 2001; Ecke et al., 2002), las relaciones depredador-presa, o sus diferentes estrategias adaptativas (Aitchison, 1987; Alcántara, 1992), son solo algunas muestras de los procesos ecológicos en los que intervienen este grupo de mamíferos.

De las distintas especies de micromamíferos presentes en la península Ibérica, el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758) es probablemente la especie forestal más abundante, debido a su carácter generalista y a su alta capacidad de adaptación a diferentes ambientes (Torre et al., 2002). Su carácter ecotónico sin embargo condiciona su abundancia en grandes masas forestales, donde es en general, menos abundante que en bosquetes (Tellería et al., 1991; García et al., 1998). A pesar de ello, el papel desempeñado por el ratón de campo en la dinámica de los ecosistemas forestales es clave. Son una presa fundamental de muchos depredadores, tanto aéreos (Díaz et al., 1996; Petty, 1999) como terrestres (Blanco, 1998; Díaz et al., 2005) y contribuyen significativamente en la depredación y dispersión de semillas, esporas y propágulos de plantas vasculares, briófitos, hongos y líquenes, además de ayudar a mezclar el suelo y descomponer la materia orgánica (Carey y Harrington, 2001; Tallmon et al., 2003; Zwolak, 2008). Por ello, el ratón de campo tiene el potencial de servir como buen indicador del estado ecológico de los bosques (Pearce y Venier, 2005).

En esta estrecha relación entre la especie y los hábitats forestales, se han realizado varios estudios analizando la dependencia del ratón de campo de diferentes elementos del bosque como residuos leñosos, claros en el dosel arbóreo, estructura del sotobosque, hojarasca y humus (Comas et al., 2009; Arnan et al., 2014), ya que éstos influyen en su abundancia al proporcionar alimento y ser importantes indicadores de la disponibilidad de refugio contra depredadores (Torre y Díaz, 2004; Dalmagro y Vieira, 2005; Traba et al., 2009; Holloway et al., 2012). Además, estos elementos pueden ser alterados de forma natural o como consecuencia de la gestión forestal (Bowman et al., 2001; Carey y Harrington, 2001).

En la actualidad, uno de los objetivos principales de la silvicultura moderna es tratar de conjugar los aprovechamientos forestales con el mantenimiento de la biodiversidad. Para ello es necesario un conocimiento profundo de las consecuencias que los diferentes métodos de gestión forestal tienen tanto a nivel de especie como de comunidad (ver revisión para trabajos

en Europa en [Bogdziewicz y Zwolak, 2013](#)), ya que el tipo de gestión puede influir en la magnitud del efecto sobre la abundancia ([Zwolak, 2009](#)). Varios estudios han tratado de examinar estos efectos en sistemas de tala rasa o tala selectiva (*clearcutting, partial harvesting*) ([Sullivan y Sullivan, 2011](#); [Holloway et al., 2012](#)), comúnmente utilizados en áreas forestales de Norteamérica y Europa. Sin embargo, nuestro conocimiento está lejos de ser completo, ya que no existe demasiada información acerca de la posible influencia que la estructura determinada por los sistemas de gestión forestal sostenible, puede tener sobre la abundancia de micromamíferos como el ratón de campo en la alta montaña mediterránea. Las medidas de este tipo de gestión, tales como la retención de madera muerta, la apertura de claros o el favorecimiento de la regeneración natural mediante el mantenimiento de árboles padre, generan una heterogeneidad de hábitats a escala macro, que condiciona la estructura de microhábitat subyacente ([Barbeito et al., 2011](#)).

El estudio de micromamíferos está estrechamente relacionado con la escala de análisis, por lo que una clara definición y un ajuste adecuado de ésta, es imprescindible para la correcta interpretación de resultados ([Jorgensen, 2004](#)). A este respecto, existen numerosos trabajos que han enfrentado características de micro y macrohábitat, con el objetivo de dilucidar qué escala es la que mejor explica cuestiones de abundancia o uso del espacio en micromamíferos. Estos estudios difieren no obstante, y mientras algunos dan más importancia al macrohábitat ([Alcántara, 1992](#); [Manson et al., 1999](#); [Coppeto et al., 2006](#)), para otros es más importante el microhábitat ([Bellows et al., 2001](#); [Silva et al., 2005](#); [Arnan et al., 2014](#)). Sin embargo, el carácter continuo de determinados componentes de macro y microhábitat de los ambientes forestales, hace razonable su estudio como gradientes interrelacionados. Además, precisamente esta condición de gradiente, puede hacer compleja su evaluación en campo, sobre todo a escalas macro y en sistemas de gestión forestal sostenible donde la complejidad estructural es mayor. La utilización de métodos alternativos como la altimetría láser, puede facilitar la caracterización de estas masas forestales.

La altimetría láser, comúnmente llamada LiDAR (*Ligh Detection And Ranging*) es una tecnología relativamente emergente, que permite caracterizar en tres dimensiones la estructura de masas forestales en un amplio rango de escalas ([Vierling et al., 2008](#)), y cuya precisión está ampliamente reconocida (ver revisión en [Lefsky et al., 2002](#)). [Martinuzzi et al., \(2009\)](#) han destacado su capacidad para cuantificar como variables continuas componentes clave de la estructura del bosque (p.e, cobertura del dosel), que han demostrado tener una gran

influencia en la estructura de la vegetación subyacente. El uso de variables continuas, frente a la clásica división en niveles categóricos, permite realizar análisis basados en gradientes, que representen mejor la heterogeneidad de los ambientes forestales y que por tanto puedan ayudar a mejorar las predicciones de sus procesos ecológicos (McGarigal y Cushman, 2005).

A pesar de que un número creciente de trabajos mencionan el potencial de LiDAR para su utilización en estudios ecológicos, aún son pocos los que incorporan la herramienta como fuente de datos cuantitativos (Vierling et al., 2008). Si bien su uso está algo más generalizado en los campos de la teledetección y de la silvicultura (Pascual et al., 2008), existen pocos trabajos que hayan integrado la utilización de LiDAR en el modelado de hábitat de vertebrados, y la gran mayoría pertenecen a aves, dado su inherente uso del hábitat en tres dimensiones (p.e, Graf et al., 2009; García-Feced et al., 2011; Broughton et al., 2014; Garabedian et al., 2014). Sin embargo, hasta la fecha no se ha abordado la caracterización del hábitat de micromamíferos forestales mediante el uso de LiDAR (Davies y Asner, 2014).

La justificación de este proyecto nace pues, de la escasez de estudios en ambientes de alta montaña mediterránea que analicen los efectos de la estructura del bosque determinada por una gestión forestal sostenible, en la abundancia de una especie potencialmente indicadora del estado ecológico del bosque como el ratón de campo. La complementariedad de los datos tomados en campo con el uso de LiDAR, permitirán abordar esta cuestión desde una perspectiva de gradientes estructurales, más representativos de la heterogeneidad típica de ambientes forestales gestionados de forma extensiva.

Objetivos

El objetivo general del presente trabajo es caracterizar el hábitat forestal de *A. sylvaticus* en un pinar de alta montaña mediterránea del centro peninsular, a partir de información tomada en campo descriptora del microhábitat (definido como la estructura y composición del sotobosque) y de información extraída de sensores remotos descriptora del macrohábitat (definido como estructura tridimensional del bosque), y su influencia en la abundancia relativa de la especie. El análisis a dos escalas diferentes pero complementarias, permitirá la detección de distintos grados de influencia del macro y microhábitat en la población de ratón de campo.

En particular, las hipótesis que se plantean son las siguientes: i) existirá una influencia importante del macrohábitat en la abundancia relativa del ratón de campo, consecuencia de la

heterogeneidad estructural del mismo, ii) la abundancia relativa del ratón de campo aumentará a medida que aumente la complejidad del gradiente de estructura del sotobosque, ya que aquel dispondrá, potencialmente, de mayor diversidad de alimentos y refugio.

Material y Métodos

Zona de estudio

El monte pinar de Valsaín está situado en la cara norte de la Sierra de Guadarrama, en la provincia de Segovia ($40^{\circ} 51' N$, $4^{\circ} 3' W$) (**Fig. 1**) y tiene una superficie forestal de 7.622 ha. Designado zona Z.E.P.A. (Zona de Especial Protección para las Aves), L.I.C. (Lugar de Importancia Comunitaria), e integrado en la Red Natura 2000, forma parte del Parque Natural Sierra Norte de Guadarrama y sus cumbres pertenecen al recientemente creado Parque Nacional de Guadarrama.

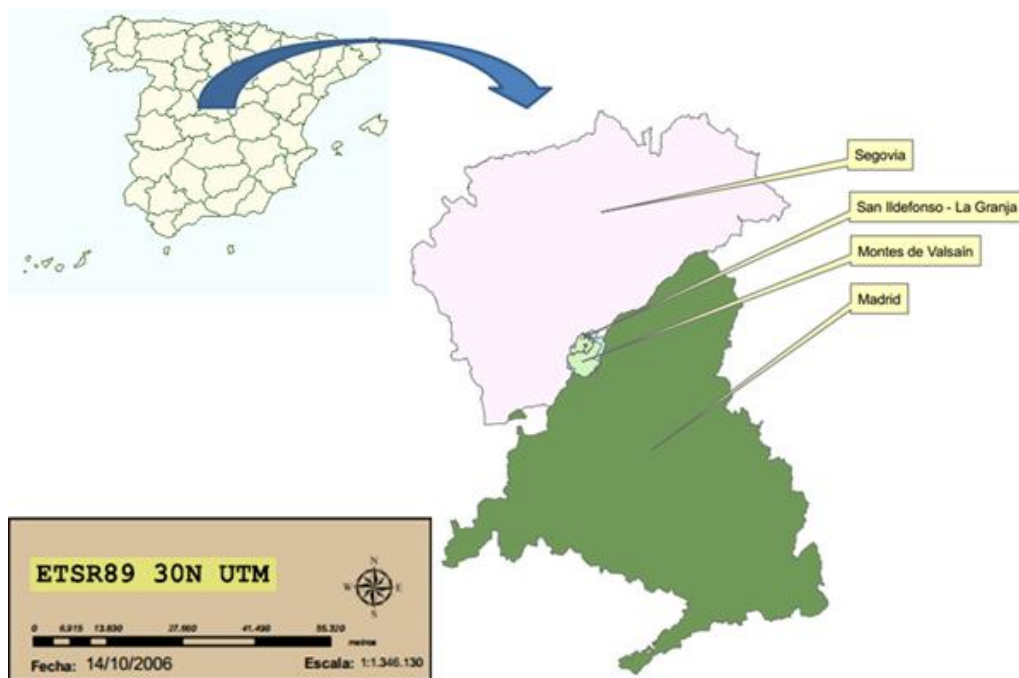


Figura 1. Zona de estudio. Monte pinar de Valsaín (Segovia), situado en el centro peninsular, al noroeste de la provincia de Madrid. Modificado de Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2006.

La gestión forestal sostenible que aquí se realiza, consiste en el aprovechamiento de los recursos maderables del pinar, manteniendo su productividad y capacidad de regeneración natural. Para ello, se realizan adelgazamientos de la masa arbórea hasta los 100 años, momento en que se crean pequeños claros de entre 0,1 y 0,2 ha para facilitar la regeneración.

Cuando la regeneración se ha establecido, se agrandan los claros en períodos de 4-5 años, hasta la corta final a los 140 años. Este método permite el establecimiento progresivo de la regeneración natural bajo la protección de árboles padre y evita la necesidad de tratamientos del suelo, roturación del matorral o eliminación de la competencia, como se hace en la vecina localidad de Navafría (Barbeito et al., 2011).

El clima del pinar de Valsaín es nemoro-mediterráneo, con suelos principalmente de origen granítico y un rango de altitudes comprendido entre los más de 2.000 m en las cumbres a los poco más de 1.000 m en los fondos de valle. Las precipitaciones varían entre los 1.500 mm en las zonas altas y los 900 mm en las zonas bajas. La formación vegetal más extendida son los pinares naturales de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.), ocasionalmente acompañado de rebollo (*Quercus pirenaica* Willd.) en cotas bajas. La orla arbustiva acompañante está formada principalmente por retama (*Genista florida* L.), escoba (*Cytisus scoparius* L.), enebro (*Juniperus communis* L.), zarzas (*Rosa sp.* y *Rubus sp.*) y acebo (*Ilex aquifolium* L.) entre otros.

Respecto a la comunidad de micromamíferos, en el pinar de Valsaín se conocen citas de 5 especies de sorícidos, 4 especies de arvicólidos, 1 especie de glíridos y 1 especie de múridos, el ratón de campo, que es probablemente la más abundante (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 1999; Palomo, 2008). En cuanto a sus posibles depredadores, se dan especies terrestres como la gineta (*Genetta genneta* Linnaeus, 1758) o el zorro (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758), y aéreas como el Azor común (*Accipiter gentilis* Linnaeus, 1758) o el Gavilán común (*Accipiter nisus* Linnaeus, 1758), aunque su principal depredador es el cárabo (*Strix aluco* Linnaeus, 1758), la rapaz nocturna más abundante en el monte pinar de Valsaín (datos UAM no publicados), al compartir hábitos nocturnos con su presa.

Selección de parcelas de muestreo

Se seleccionaron 30 parcelas circulares de 25 m de radio (0,196 ha) en el pinar de Valsaín (**Fig. 2**), situadas en un rango altitudinal entre los 1400-1700 m y separadas al menos 300 m entre sí y 50 m de las pistas forestales, cerradas al público y transitadas únicamente durante el día. El muestreo en parcelas proporciona ventajas respecto al muestreo en línea, como menor efecto borde, mejor aproximación para estimas de abundancia relativa y la asociación del área muestreada a un hábitat concreto (Torre et al., 2012). Los criterios seguidos para la selección

de parcelas fueron los siguientes: (1) parcelas situadas a un rango altitudinal similar, a fin de que la altura no fuera una variable a incluir en el modelo predictivo, (2) que representaran un gradiente de estructura forestal lo más amplio posible.

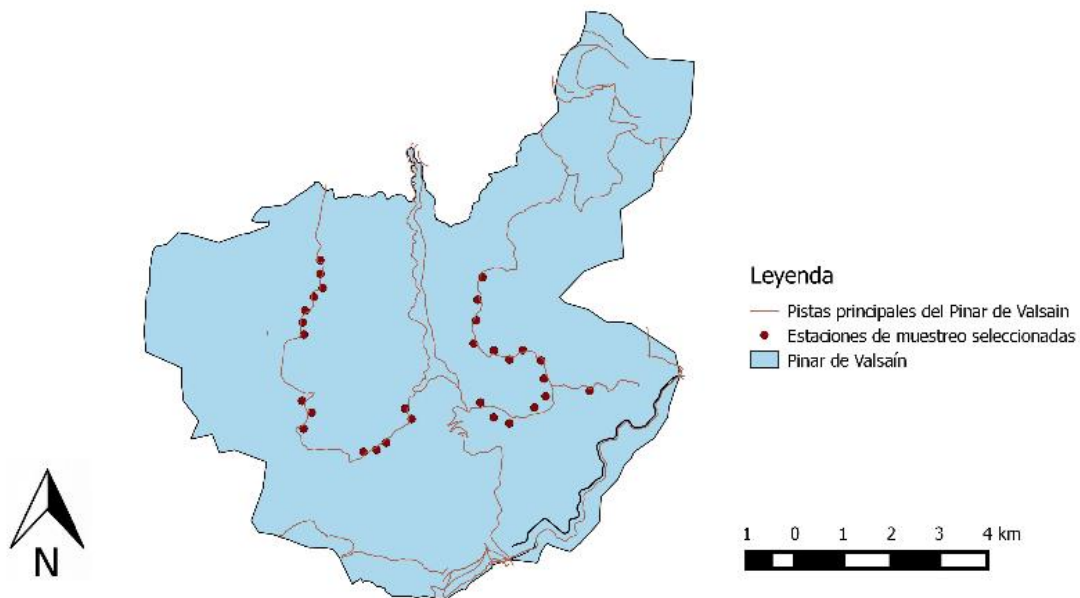


Figura 2. Mapa de localización de las 30 parcelas de muestreo, seleccionadas en el monte pinar de Valsain.

Captura de micromamíferos

Para el muestreo de micromamíferos se utilizó una malla de 16 trampas Sherman por parcela, cebadas con pan frito en aceite rancio, que ha demostrado ser un atrayente efectivo en la península ibérica (Ruiz-Capillas *et al.*, 2013). Además se añadió a las trampas algodón hidrófugo para disminuir el riesgo de hipotermia en los individuos (Díaz *et al.*, 2010). Las 16 trampas se distribuyeron de dos en dos a partir del árbol de referencia central de cada parcela, en la dirección de los 4 puntos cardinales y sus diagonales, separadas 8 m entre sí y dejando 9 m hasta el borde de la parcela (**Fig. 3**). Las trampas se ubicaron de la forma más horizontal posible y en perpendicular a la línea de pendiente donde esta era elevada, para facilitar las capturas. También se camuflaron con materia vegetal para mejorar el aislamiento térmico.

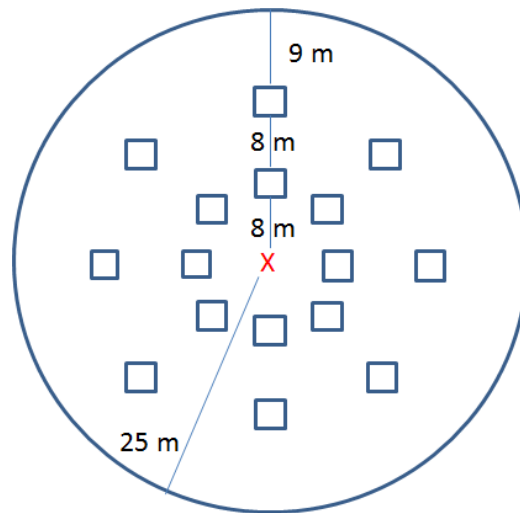


Figura 3. Esquema de la colocación de las 16 trampas Sherman por parcela.

Los muestreos se realizaron entre el 24 de junio y el 18 de julio de 2014, con una revisión diaria de las trampas a primera hora de la mañana, teniendo en cuenta los hábitos nocturnos de los micromamíferos así como el conocido efecto que el ciclo lunar tiene sobre su actividad (Price *et al.*, 1984; Díaz, 1992; Perea *et al.*, 2011). Esta época facilitó el muestreo al tener unas condiciones meteorológicas más favorables en montaña, además de coincidir con un aumento de la actividad de los micromamíferos y con el período reproductor de éstos en regiones mediterráneas de alta montaña (Torre *et al.*, 2002). Las trampas permanecieron activas durante 4 noches consecutivas, con un esfuerzo total de muestreo de 1.920 trampas/noche.

Los individuos capturados se extrajeron vaciando la trampa en una bolsa de plástico transparente que permitió su identificación y manejo con rapidez, reduciendo al mínimo el tiempo de manipulación. Los individuos capturados fueron identificados a nivel de especie según Blanco (1998), sexo y estado reproductor según Gurnell y Flowerdew (2006), y pesados. Se marcó la oreja de cada individuo con un código de colores mediante pintura acrílica, para controlar las recapturas (Noguerales *et al.*, 2014). Finalmente se liberó al animal en el punto de captura.

Variables de microhábitat

La caracterización del microhábitat se realizó mediante la medición en las 30 parcelas de estudio, de variables asociadas a la estructura y composición del sotobosque, así como a la heterogeneidad ambiental (**Tabla 1**). El muestreo se realizó en 8 cuadrados de 2x2 m por

parcela, coincidiendo con la localización de las trampas en los puntos cardinales principales (N, S, E, O). Dado el bajo número de capturas en los puntos principales, se tomaron muestras adicionales en las trampas con captura situadas en las diagonales. Las variables cobertura de matorral y altura media de matorral, se midieron a nivel de especie, aunque fueron agrupadas posteriormente para la realización de modelos, por el bajo número de datos individuales. Las especies presentes en las parcelas de estudio fueron: retama (*Genista florida* L.), escoba (*Cytisus scoparius* L.), enebro (*Juniperus communis* L.), zarza (*Rosa sp.* y *Rubus sp.*), acebo (*Ilex aquifolium* L.), junco (*Juncus sp.*) y helecho (*Pteridium aquilinum* L.).

Tabla 1. Variables de microhábitat obtenidas en campo durante el período de muestreo.

VARIABLE MICROHÁBITAT	CÓDIGO	VARIABLE MICROHÁBITAT	CÓDIGO
Cobertura matorral (%)	cobmat	Cobertura hojarasca (%)	cobhoj
Diversidad de matorral	divmat	Cobertura materia muerta (%)	cobmue
Cobertura herbácea (%)	cobher	Cobertura roca desnuda (%)	cobroc
Cobertura helecho (%)	cobhel	Altura media matorral (cm)	medmat
Cobertura musgo (%)	cobmus	Altura media helecho (cm)	medhel

Las variables de cobertura se estimaron en porcentaje de manera independiente, por lo que su suma pudo exceder el 100% ([Aebischer et al., 1993](#)). Por último, se midió la altura media de los individuos de helecho y de cada especie de matorral existente dentro de cada cuadrado.

Variables de macrohábitat

Las variables de estructura forestal (horizontal y vertical) y aquellas relacionadas con la topografía del terreno (pendiente y orientación) (**Tabla 2**) se obtuvieron a partir de datos LiDAR tomados en una aeronave PA31 Piper Navajo y proporcionados por Blom Sistemas Geoespaciales, S.L.U. Se utilizó un sensor LiDAR modelo Leica ALS 60, con una densidad de pulsos de entre 4,7 y 7,3 pulsos/m². La velocidad y altura de vuelo fueron 85 m/s y 891 Km respectivamente. El procesado de los datos brutos de la nube de puntos LiDAR, para obtener valores estadísticos de los retornos de láser, se realizó mediante el software FUSION ([McGaughey and Carson, 2003](#)) del Servicio Forestal del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. La estructura horizontal se estimó a partir del porcentaje de primeros retornos de láser en la nube de puntos LiDAR a 0,2, 2 y 5 m, que es un indicador de la Fracción de Cobertura Cubierta (FCC) en cada altura. De esta forma, 0,2 recoge la FCC incluyendo el matorral, 2 el bosque regenerado y 5 los árboles adultos. La complejidad de la

estructura vertical se estimó mediante la contribución en tanto por uno de cada estrato (< 0,2 m, 0,2 – 2 m, 2 – 5 m, > 5 m), siendo la suma de contribuciones igual a 1. Así, valores próximos a 1 en el estrato 0,2 – 2 m indicarían zonas abiertas con mucha presencia de matorral, mientras que valores próximos a 1 en el estrato > 5 m indicarían zonas de bosque maduro con ausencia de matorral o regeneración. También se obtuvieron las desviaciones estándar de las alturas en cada estrato, indicando los valores altos una mayor heterogeneidad y por tanto complejidad en la estructura vertical. La **Figura 4** muestra un esquema del funcionamiento del láser LiDAR y sus retornos, así como la representación en 2D y 3D de la nube de puntos LiDAR para una de las 30 parcelas de estudio.

Tabla 2. Variables de macrohábitat y método de obtención. SD, desviación estándar. MDE, Modelo Digital de Elevaciones con resolución espacial de 5 m. El sumatorio de la contribución de los diferentes estratos es igual a 1.

VARIABLE MACROHÁBITAT	CÓDIGO	MÉTODO DE OBTENCIÓN
Fracción de cabida cubierta a 0.2 m (%)	FCC 0.2	LiDAR
Fracción de cabida cubierta a 2 m (%)	FCC 2	LiDAR
Fracción de cabida cubierta a 5 m (%)	FCC 5	LiDAR
Contribución estrato herbáceo (0-1)	Elevstrata < 0.2	LiDAR
Contribución estrato arbustivo (0-1)	Elevstrata 0.2-2	LiDAR
Contribución estrato regeneración (0-1)	Elevstrata 2-5	LiDAR
Contribución estrato arbóreo (0-1)	Elevstrata > 5	LiDAR
SD altura estrato herbáceo	Elevstddev 0.2	LiDAR
SD altura estrato arbustivo	Elevstddev 2	LiDAR
SD altura estrato arbóreo	Elevstddev 5	LiDAR
Pendiente media (°)	Pendiente	LiDAR
Orientación máxima	Orientacion	MDE 5 m
Humedad media	Humedad	LANDSAT 8

La variable humedad, definida como índice de microclima a nivel de parcela, se obtuvo a partir de una imagen de satélite Landsat 8 de la zona de estudio (**Tabla 2**), tomada el 16 de junio de 2014 (fecha más cercana al período de muestreo, con imagen disponible y ausencia de nubosidad). El satélite Landsat 8, lanzado en 2013, proporciona una mejora significativa en la calidad de los datos multiespectrales obtenidos mediante el sensor OLI (*Operational Land Imager*), con una resolución radiométrica de 12 bits, superior a anteriores versiones de Landsat (Knight y Kvaran, 2014). Para la obtención de la humedad se utilizó una transformación *Tasseled Cap* (TC) (Kauth y Thomas, 1976; Crist y Cicone, 1984). Esta

transformación permite obtener tres ejes (brillo, verdor y humedad) a partir de la combinación lineal de las bandas de una imagen multispectral. De esta manera, se extrajo la componente humedad mediante la combinación de las bandas espectrales del rango visible (2-4) y las del infrarrojo cercano (6-7), de acuerdo a los coeficientes optimizados para el eje de humedad en imágenes Landsat 8 ([Baig et al., 2014](#)). Esta componente o índices derivados de ella, se han utilizado con éxito en varios trabajos para la detección de cambios en ambientes forestales ([Healey et al., 2005](#); [Hais et al., 2009](#)) y se consideró idónea para el presente estudio, ya que permite obtener una variable física de fácil interpretación ecológica. Además, el eje de humedad de TC es sensible tanto a la humedad del suelo como de la vegetación ([Crist y Cicone, 1984](#)), lo que lo hace más apropiado para estimaciones de humedad en bosques que otros métodos como el uso directo de los valores de reflectancia en banda 6, que funciona mejor en suelos desnudos ([Levitt et al., 1990](#)).

Se utilizaron los valores de humedad promedio para cada parcela, y fueron re-escalados a un rango entre 0 y 1, para una mejor interpretación de las diferencias de humedad inter-parcela, correspondiendo los valores próximos a 1 a parcelas con mayor humedad.

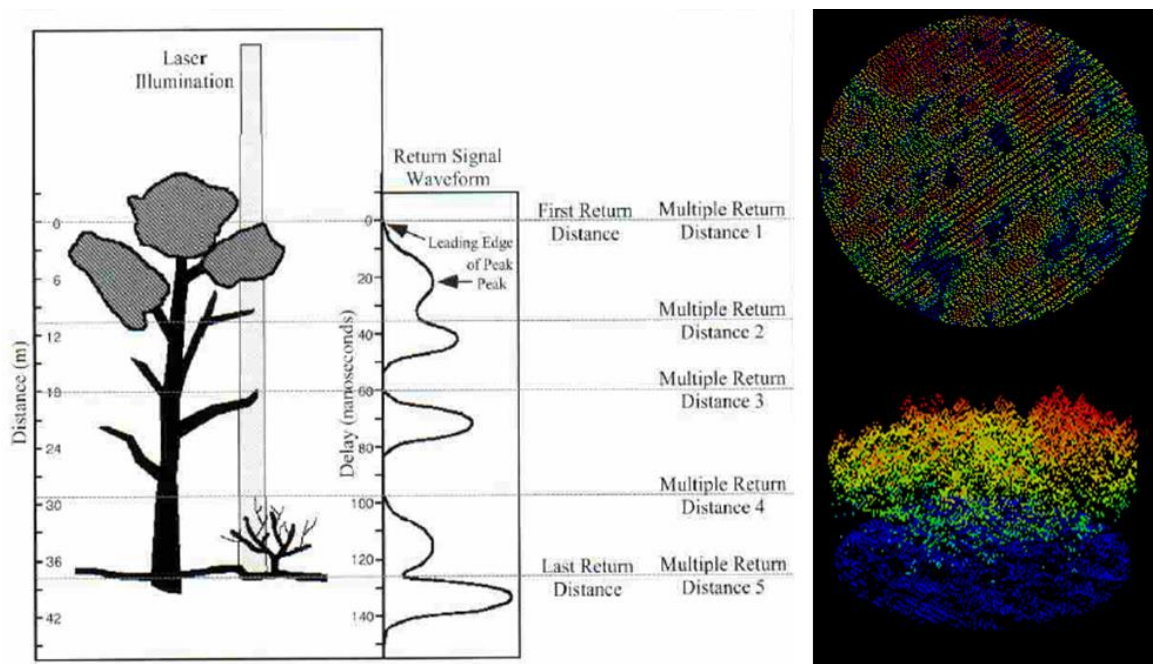


Figura 4. Izquierda: esquema de funcionamiento de un láser LiDAR de múltiple retorno. La distancia e intensidad de los pulsos reflejados configuran la nube de puntos, representación 3D de la zona analizada. Imagen tomada de [Lefsky et al., 2002](#). Derecha: representación 2D y 3D de la nube de puntos LiDAR para una de las 30 parcelas de estudio analizadas. En azul se muestra el suelo y en el rango entre los tonos de verde, amarillo y rojo, las alturas de los diferentes estratos de vegetación.

La variable Orientación, se obtuvo a partir de un Modelo Digital de Elevaciones (MDE) de la zona de estudio, con resolución espacial de 5 m. Se construyó como un factor categórico con 4 niveles (N, E, S, O), a partir del valor máximo por parcela.

Todos los análisis espaciales y de procesamiento de imágenes de teledetección se realizaron con el Sistema de Información Geográfica de acceso libre gvSIG v1.12.0.

Análisis estadísticos

Variables de microhábitat

Se utilizó un análisis de correlación no paramétrico de Spearman para explorar la relación entre variables, ante la imposibilidad de normalización de las variables de cobertura y altura media, por la alta presencia de ceros. Se decidió no utilizar las alturas medias tanto de matorral por especie como de helecho en la realización de los modelos, por la alta correlación con sus correspondientes variables de cobertura ($r > 0,9$, en todos los casos), para evitar colinealidades. También se calculó la diversidad de matorral (divmat) con el objetivo de incluir el componente de heterogeneidad del estrato arbustivo. Para ello se utilizó el índice de diversidad de Shannon ($H' = -\sum p_i \log_2 p_i$), siendo p_i la cobertura de matorral de cada especie presente.

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (Legendre y Legendre, 1998) con las variables de cobertura y la diversidad de matorral, reteniéndose los componentes con $eigenvalue > 1$, rotados mediante rotación Varimax (Kaiser, 1958).

Variables de macrohábitat

Las variables de estructura forestal se resumieron mediante un Análisis de Componentes Principales (Legendre y Legendre, 1998) a partir de su matriz de correlaciones. Este análisis permite obtener nuevas variables, ortogonales entre sí, que son fácilmente interpretables como gradientes ecológicos de las condiciones de macrohábitat. Además, se elimina la colinealidad existente entre las variables originales, a la cual son muy sensibles los modelos utilizados posteriormente (Quinn, 2000). Se retuvieron los componentes con $eigenvalue > 1$, rotados mediante rotación Varimax (Kaiser, 1958), con el objetivo de obtener factores que representaran los gradientes subyacentes más importantes, para su utilización como variables explicativas en la construcción del modelo posterior.

Modelos predictivos de presencia/abundancia

Para la construcción de los modelos predictivos se utilizó como variable respuesta el número de capturas por trampa, excluyendo las recapturas, y como variables explicativas los predictores de macro y microhábitat. Con el fin de obtener el modelo que mejor se ajustara a la naturaleza de la variable respuesta, se realizó una aproximación multimodelo. Para ello se ajustaron y compararon modelos saturados de tres tipos: generalizados mixtos GLMM (*Generalised Linear Mixed Models*), lineales generales GLM (*Generalised Linear Models*) y modelos ZAP y ZANB (*Zero-Altered Poisson* y *Zero-Altered Negative Binomial*). En todos los casos se asumió una distribución de Poisson, apropiada para variables respuesta de tipo conteo. La comparación y selección de modelos saturados se realizó en primer lugar mediante comparaciones anidadas de máxima verosimilitud ($\log\text{Lik}$), y en segundo lugar mediante el criterio AIC, cuando los valores de $\log\text{Lik}$ fueron iguales (Zuur *et al.*, 2009).

El ajuste del modelo generalizado mixto (GLMM) permitió la evaluación de la independencia muestral de las trampas dentro de cada parcela. Para ello se calcularon los efectos fijos (R^2 marginal) y efectos fijos + efectos aleatorios (R^2 condicional) del modelo saturado, mediante la función *r.squaredGLMM* del paquete *MuMIn* de R (Barton, 2014).

Un análisis de la variable respuesta abundancia a nivel de trampa, que mostró gran cantidad de ceros reales, justificó la utilización de modelos ZAP/ZANB para un mejor ajuste (Zuur *et al.*, 2009). Este tipo de modelos consta de dos partes: en la primera se consideran todos los datos como ceros o no-ceros (Ausencia/Presencia) y se modela la probabilidad de que una observación no sea cero (en función de las variables explicativas seleccionadas) usando un modelo binomial con función de vínculo *logit*. Posteriormente, las observaciones que no son cero se modelizan usando modelos truncados por ceros (Zuur *et al.*, 2009). La comparación de los modelos saturados ZAP y ZANB para evaluar la posible presencia de sobredispersión en los datos, no mostró diferencias significativas entre ambos, lo que justificó el ajuste y simplificación del modelo final ZAP. La simplificación se realizó mediante la eliminación progresiva de las variables no significativas en ambas partes del modelo y comparaciones anidadas de máxima verosimilitud. La selección se realizó en base al criterio de información Akaike, AIC (*Akaike Information Criterion*) (Zuur *et al.*, 2009). Todos los análisis estadísticos se realizaron excluyendo los datos de recaptura, dado el bajo número de éstos.

Los análisis para la selección de modelos predictivos fueron realizados con R 3.1.1 (R Core Team, 2014), mediante el uso de los paquetes *MuMIn* para inferencia multimodelo (Barton, 2014), *lme4* para la construcción de modelos saturados GLM y GLMM (Bates et al., 2014), *pscl* para la construcción y ajuste de los modelos ZAP y ZANB (Zeileis et al., 2008) y *lmtest* para comparaciones de máxima verosimilitud (Zeileis y Hothorn, 2002).

Análisis de pesos y capturas

Se realizó un modelo de regresión lineal para analizar la relación entre los pesos medios por sexo en adultos y las variables de microhábitat. Para ello se obtuvieron los promedios a nivel de parcela de cada uno de los predictores y se ajustó el modelo añadiendo no más de $n/3$ variables cada vez (siendo n el número de muestras), según las recomendaciones de Crawley (2002) para evitar la sobredispersión, reteniendo cada vez las variables significativas.

El número medio de capturas por noche se testó mediante un ANOVA, para comprobar si la tasa de capturas aumentaba en el transcurso de las 4 noches.

Los test de ANOVA y correlaciones se realizaron con el software estadístico SPSS v15.0 (SPSS, 2006). Las regresiones lineales se realizaron con el paquete *lme4* de R (Bates et al., 2014)

Resultados

Capturas

Se capturaron un total de 104 individuos, 102 *A. sylvaticus*, incluyendo 12 recapturas y 2 individuos de *Microtus lusitanicus* Gerbe, 1879. Las recapturas así como los individuos de *M. lusitanicus* fueron eliminadas de los análisis por su bajo número. Se registraron capturas en 25 de las 30 parcelas, con abundancias relativas de entre 1 y 12 individuos (**Tabla 3**). No hubo diferencias significativas en el número medio de capturas por noche (ANOVA, $F = 0,159$, $p = 0,922$).

El número total de juveniles/subadultos capturados fue de 18. Del número total de adultos identificados y pesados (67), 31 fueron machos (46%) y 36 hembras (54%), con un sex ratio medio de 0,71 (**Tabla 3**). Un alto porcentaje de las hembras capturadas se encontraban en período reproductor activo (61%).

Tabla 3. Resultado de las sesiones de trampeo llevadas a cabo en las 30 parcelas de estudio durante el verano de 2014 en el pinar de Valsaín. El esfuerzo total de trampeo fue de 1.920 trampas/noche. Se muestran datos de capturas de *A. sylvaticus*, excluyendo recapturas y 5 individuos a los que no fue posible identificar ni pesar. El sex ratio se corresponde con la relación nº machos/nº hembras. Las medias y desviaciones típicas de pesos y sex ratio incluyen únicamente las parcelas con capturas.

	Max	Mín	Med	SD	Total
Abundancia	12	0	2,83	2,72	85
JUV	4	0	0,60	0,85	18
MA	5	0	1,03	1,24	31
HE	7	0	1,20	1,65	36
PMA	31	19,50	26,09	3,32	-
PHE	35,6	23,8	27,80	3,52	-
Sex ratio	3	0	0,71	0,86	-

JUV, nº de juveniles/subadultos; MA, nº de machos adultos; HE, nº de hembras adultas; PMA, peso de los machos adultos (g); PHE, peso de las hembras adultas (g).

Microhábitat

Las variables de microhábitat mostraron una gran heterogeneidad, con presencia regular de coberturas como herbácea u hojarasca en prácticamente todas las parcelas y variaciones amplias de otras como el matorral o el musgo, con gran cobertura en algunas parcelas e inexistente en muchas otras (**Tabla 4**).

Tabla 4. Valores (mínimo, máximo, promedio y desviación estándar) de las variables de cobertura por trampa obtenidas en campo.

Variable	Código	Mín	Max	Med	SD
Cobertura matorral (%)	cobmat	0	100	6,8	17,4
Diversidad de matorral	divmat	0	190,9	10,6	31,0
Cobertura herbácea (%)	cobher	0	95	32,4	23,0
Cobertura helecho (%)	cobhel	0	95	19,4	23,9
Cobertura musgo (%)	cobmus	0	85	6,8	14,9
Cobertura hojarasca (%)	cobhoj	5	90	39,4	23,3
Cobertura materia muerta (%)	cobmue	1	85	20,0	11,7
Cobertura roca desnuda (%)	cobroc	0	90	9,0	15,3

El análisis de componentes principales realizado con los 8 descriptores de microhábitat extrajo 4 componentes, absorbiendo un 76% de la varianza.

La primera componente se asoció positivamente con la cobertura y diversidad de matorral. La segunda componente se asoció negativamente con la cobertura herbácea y positivamente con la cobertura de hojarasca (acículas de pino) y en menor medida con la cobertura de materia muerta. La tercera componente se asoció positivamente con la cobertura de roca desnuda y de forma más débil con la cobertura de musgo. Finalmente la cuarta componente se asoció casi exclusivamente y de forma positiva con la cobertura de helecho (**Tabla 5**).

Tabla 5. Resultado del Análisis de Componentes Principales realizado sobre las variables de microhábitat a nivel de trampa. Se muestran los factores de carga con rotación Varimax de cada variable en cada una de las cuatro componentes retenidas. En negrita los factores de carga más altos para cada componente. microFx, Componentes.

VARIABLE MICROHÁBITAT	CÓDIGO	microF1	microF2	microF3	microF4
Cobertura matorral (%)	cobmat	0.993	-0.036	-0.019	-0.011
Diversidad de matorral	divmat	0.993	-0.026	-0.014	-0.018
Cobertura herbácea (%)	cobher	-0.109	-0.832	-0.376	-0.183
Cobertura helecho (%)	cobhel	-0.039	0.088	-0.100	0.951
Cobertura musgo (%)	cobmus	0.087	-0.085	0.660	-0.111
Cobertura hojarasca (%)	cobhoj	-0.085	0.743	-0.192	-0.495
Cobertura materia muerta (%)	cobmue	-0.086	0.610	-0.227	0.104
Cobertura roca desnuda (%)	cobroc	-0.130	0.005	0.737	0.048
<i>Eigenvalue</i>		2.02	1.63	1.22	1.21
Varianza explicada (%)		25.30	20.41	15.25	15.11

Macrohábitat

Las variables de macrohábitat mostraron un alto porcentaje de FCC promedio, por encima del 70% en todos los casos. La mayoría de las parcelas mostraron una contribución elevada del estrato arbóreo, seguido por el herbáceo, con contribuciones más pequeñas y localizadas del estrato arbustivo y de regeneración. Las desviaciones estándar de los diferentes estratos mostraron una alta heterogeneidad en la componente vertical de la vegetación (**Tabla 6**).

Respecto a la orientación, la mitad de las parcelas presentaron orientación oeste, seguido por la orientación sur (9 parcelas) y norte (6 parcelas). No hubo ninguna parcela con orientación este.

Tabla 6. Valores (mínimo, máximo, promedio y desviación estándar) de las variables de macrohábitat por parcela obtenidas a partir de la nube de puntos LiDAR.

Variable	Código	Mín	Max	Med	SD
Fracción de cabida cubierta a 0.2 m (%)	FCC 0.2	64,59	94,64	82,33	9,60
Fracción de cabida cubierta a 2 m (%)	FCC 2	47,25	94,15	76,90	13,19
Fracción de cabida cubierta a 5 m (%)	FCC 5	38,88	94,03	73,17	15,53
Contribución estrato herbáceo (0-1)	Elevstrata < 0.2	0,16	0,40	0,29	0,07
Contribución estrato arbustivo (0-1)	Elevstrata 0.2-2	0,01	0,18	0,06	0,05
Contribución estrato regeneración (0-1)	Elevstrata 2-5	0	0,19	0,04	0,05
Contribución estrato arbóreo (0-1)	Elevstrata > 5	0,37	0,75	0,61	0,10
SD altura estrato herbáceo	Elevstddev 0.2	2,99	11,54	6,13	1,96
SD altura estrato arbustivo	Elevstddev 2	2,57	8,80	4,76	1,56
SD altura estrato arbóreo	Elevstddev 5	2,47	6,71	4,19	1,19
Pendiente media (°)	Pendiente	5,37	26,76	15,58	6,10
Humedad media	Humedad	0	1	0,70	0,20

El análisis de componentes principales realizado con los 10 descriptores de estructura forestal resultó muy explicativo. Los dos primeros componentes absorbieron casi un 85% de la varianza.

La primera componente se asoció negativamente con la contribución del estrato herbáceo y positivamente con la fracción de cabida cubierta a 0,2, 2 y 5 m, así como con la contribución del estrato arbóreo. La segunda componente se asoció positivamente con las desviaciones estándar de las alturas de la vegetación a 0,2, 2 y 5m y negativamente, aunque de manera más débil, con la fracción de cabida cubierta a 5 m y con la contribución del estrato arbóreo (**Tabla 7**).

De esta forma, la primera componente se puede interpretar como un gradiente de apertura del bosque, donde en un extremo se situarían las parcelas de pinar cerrado, con alta contribución del estrato arbóreo, frente a parcelas con menor densidad de árboles y mayor contribución de los estratos herbáceo y arbustivo. La segunda componente puede interpretarse como un gradiente en la complejidad de la estructura vertical del bosque.

Tabla 7. Resultado del Análisis de Componentes Principales realizado sobre las variables de estructura forestal a nivel de parcela. Se muestran los factores de carga con rotación Varimax de cada variable en cada una de las dos componentes retenidas. En negrita los factores de carga más altos para cada componente. SD, Desviación estándar; macroFx, Componentes.

VARIABLE MACROHÁBITAT	CÓDIGO	macroF1	macroF2
Fracción de cabida cubierta a 0.2 m (%)	FCC 0.2	0.970	-0.117
Fracción de cabida cubierta a 2 m (%)	FCC 2	0.929	-0.334
Fracción de cabida cubierta a 5 m (%)	FCC 5	0.791	-0.574
Contribución estrato herbáceo (0-1)	Elevstrata < 0.2	-0.860	-0.343
Contribución estrato arbustivo (0-1)	Elevstrata 0.2-2	-0.501	0.650
Contribución estrato regeneración (0-1)	Elevstrata 2-5	-0.001	0.864
Contribución estrato arbóreo (0-1)	Elevstrata > 5	0.818	-0.530
SD altura estrato herbáceo	Elevstddev 0.2	-0.404	0.722
SD altura estrato arbustivo	Elevstddev 2	-0.099	0.948
SD altura estrato arbóreo	Elevstddev 5	-0.102	0.861
<i>Eigenvalue</i>		6.04	2.41
Varianza explicada (%)		42.71	41.83

Modelos predictivos de presencia/abundancia

El ajuste del modelo generalizado mixto (GLMM) saturado con distribución de Poisson mostró un efecto casi nulo de la parcela como factor aleatorio, al comparar la R^2 marginal y condicional, asegurando por tanto la independencia de las trampas dentro de cada parcela. La comparación de modelos saturados entre ZAP, GLM Poisson y ZANB señaló al modelo ZAP como el más indicado, debido a su mejor máxima verosimilitud, además de confirmar la ausencia de sobredispersión en los datos (**Tabla 8**).

El modelo más parsimonioso para predecir la abundancia de ratón de campo (**Tabla 9**), incluyó con signo negativo al componente 1 del PCA de macrohábitat y con signo positivo a los componentes 1 y 3 del PCA de microhábitat (**Figura 5**). Estos componentes se pueden interpretar como gradiente de apertura del bosque, gradiente de diversidad de matorral y heterogeneidad ambiental y disponibilidad de refugio respectivamente. La presencia vino determinada exclusivamente y de manera positiva por el gradiente de diversidad de matorral (**Figura 5**). El modelo explicó un 36% de la variación de los datos (**Tabla 9**).

Tabla 8. Resultado de la comparación de modelos saturados con las componentes de los análisis de PCA de micro y macrohábitat, Pendiente, Humedad y Orientación y modelo final ajustado. *p*, probabilidad de que los dos modelos comparados mediante logLik sean significativamente diferentes. En negrita el tipo de modelo seleccionado para su ajuste.

MODELO	R ² m; R ² c ^a	logLik	<i>p</i>	AIC
GLMM Poisson	0,139; 0,139	-186,41	-	396,82
GLM Poisson	-	-186,44	0,80	394,89
ZAP	-	-178,85	0,17	401,70
ZANB	-	-178,85	0,99	403,70
ZAP ajustado	-	-185,66	-	383,31

^a R² marginal (solo efectos fijos) y R² condicional (efectos fijos + efectos aleatorios) del modelo generalizado mixto con distribución de Poisson.

Tabla 9. Resultado del modelo ZAP más parsimonioso para predecir la abundancia y presencia de ratón de campo en función de las variables de macro y microhábitat. Se presenta la relación positiva o negativa de las variables significativas, así como los estimadores, parámetros y probabilidades en cada parte del modelo.

	macroF1	macroF2	microF1	microF2	microF3	microF4	Pendiente	Humedad	Orientacion			
Presencia	0	0	+	0	0	0	0	0	0			
Abundancia	-	0	+	0	+	0	0	0	0			
<i>Abundancia</i>												
Variable	Parámetro		SE	Z	<i>p</i>							
Intercepta	-1,12		0,32	-3,5	0,0005							
macroF1	-0,51		0,17	-3,0	0,0027							
microF1	0,38		0,09	4,0	<0,0001							
microF3	0,26		0,11	2,4	0,0164							
<i>Presencia</i>												
Variable	Parámetro		SE	Z	<i>p</i>							
Intercepta	-1,17		0,15	-8,0	<0,0001							
microF1	0,44		0,13	3,3	0,0011							
logLik	-185,7		AIC	383,31		gl	6			Devianza	36,08%	

SE, error estándar; Z, valor del estadístico; logLik, criterio de máxima verosimilitud; gl, grados de libertad del modelo; Devianza, porcentaje de los datos explicado por el modelo, calculado por comparación con el modelo nulo mediante $-2 * (\log\text{Lik}(\text{modelo nulo}) - \log\text{Lik}(\text{modelo ajustado}))$.

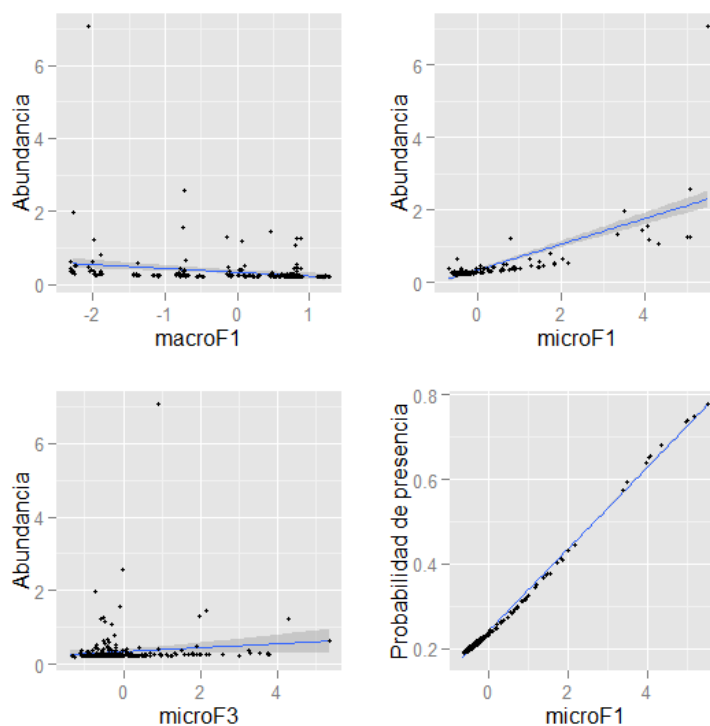


Figura 5. Abundancia de ratón de campo en función de las variables explicativas de macro (macroF1) y microhábitat (microF1 y microF3). También se presenta la probabilidad de presencia de ratón de campo en función del gradiente de diversidad de matorral (microF1).

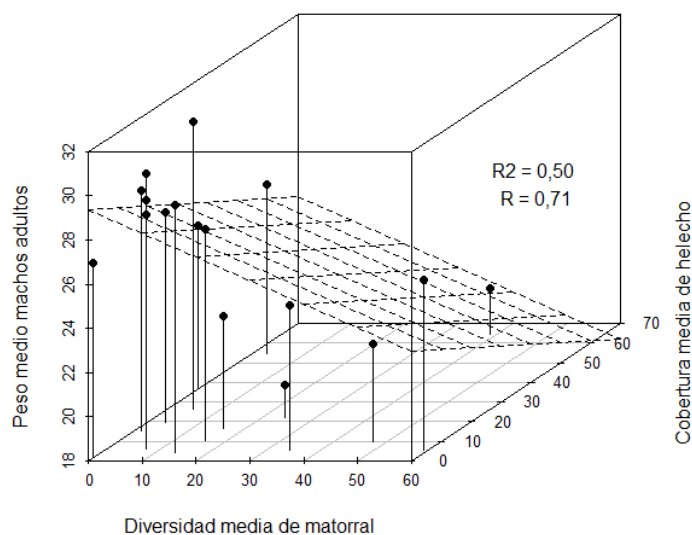


Figura 6. Resultado del análisis de regresión lineal del peso medio de los machos adultos de ratón de campo en función de la diversidad media de matorral y la cobertura media de helecho (%). Se muestra la relación negativa del peso con ambas variables. El plano discontinuo representa el ajuste de la regresión. Los puntos negros se corresponden con el peso medio de cada parcela. R^2 , varianza explicada por el modelo; R , ajuste entre las predicciones y las observaciones mediante test de correlación de Pearson.

Patrones de peso en machos adultos

El modelo de regresión lineal para el peso medio de los machos capturados por parcela mostró una relación negativa del peso con la diversidad media de matorral ($p = 0,007$) y con la cobertura media de helecho ($p = 0,041$), siendo significativo ($F = 7,03$ $p = 0,008$) y explicando un 50% de la varianza (**Fig. 6**).

Discusión

El presente trabajo analiza los efectos de la estructura del bosque a dos escalas (macro y microhábitat), sobre la abundancia de ratón de campo en un bosque de alta montaña mediterránea. Este análisis se aborda por primera vez en micromamíferos mediante la caracterización tridimensional del hábitat, complementando los datos de microhábitat obtenidos en campo con variables extraídas a mayor escala a partir de imágenes LiDAR de alta precisión. Además, supone el primer análisis en el ámbito de estudio de los efectos de la estructura forestal determinada por un sistema de gestión forestal sostenible, que difiere de otros métodos de silvicultura en el tratamiento que se hace del bosque (Barbeito *et al.*, 2011).

Los resultados obtenidos evidencian la influencia de factores tanto de estructura forestal como de microhábitat en las abundancias de ratón de campo en el área de estudio, lo que respalda la idea de que la selección de hábitat ocurre a lo largo de un continuo desde el micro al macrohábitat (Kotler y Brown, 1988; Coppeto *et al.*, 2006). Las escalas de macro y microhábitat, seleccionadas de acuerdo al radio de acción de *A. sylvaticus*, han demostrado por tanto, ser apropiadas para la detección de patrones de abundancia dentro de la estructura continua del bosque.

Patrones de selección de hábitat

El ratón de campo mostró una preferencia por ambientes heterogéneos a nivel estructural, mostrando mayores abundancias en parcelas con mayor grado de apertura del bosque, dominadas por una amplia cobertura de matorral y con presencia de roca desnuda y musgo. Esta heterogeneidad es en gran parte consecuencia del tipo de gestión forestal que se realiza en el pinar de Valsaín y que difiere de la estructura generada por un bosque maduro u otros sistemas de gestión (Barbeito *et al.*, 2011). Los turnos de corta largos (140 años), los aclareos moderados y la confianza en la regeneración natural, configuran todo un gradiente estructural tanto horizontal (diferentes grados de cobertura), como vertical (diferente contribución de

cada estrato de vegetación, diferentes alturas en individuos de igual clase de edad), que queda representado de manera precisa gracias a la caracterización tridimensional del hábitat mediante LiDAR. El uso de un sensor de múltiple retorno, permitió penetrar más allá del dosel arbóreo y obtener información de todos los estratos.

Dentro de esta heterogeneidad estructural, la preferencia del ratón de campo por parcelas más abiertas puede responder de manera directa a la percepción de éstas como zonas más seguras frente al riesgo de depredación. De esta forma, el menor uso por parte de *A. sylvaticus* de parcelas con un gradiente de apertura menor sería la respuesta a una mayor utilización de éstas por parte de sus depredadores (Bouskila, 2001). Así, el evitar las zonas cerradas, con menor disponibilidad de matorral y por tanto de refugio, supondría una disminución del riesgo de depredación frente a depredadores aéreos como el cárabo, especie forestal muy abundante en la zona de estudio (datos UAM no publicados), y que prefiere las zonas de bosque cerrado.

Este efecto beneficioso del gradiente de apertura del bosque ha sido definido por Converse *et al.* (2006) como el predictor más consistente de los incrementos de población en *Peromyscus leucopus* y es apoyado por otros estudios (Carey y Wilson, 2001; Suzuki y Hayes, 2003).

Por otra parte, el gradiente de apertura determina de manera indirecta la estructura de sotobosque subyacente, a través de la cantidad de luz, agua y nutrientes disponibles y de la competencia por estos recursos. Por tanto zonas con mayor apertura estarían favoreciendo una estructura vertical más compleja y una estructura de microhábitat menos uniforme, con mayor cobertura y diversidad de matorral. Si bien este gradiente de diversidad de matorral influyó de manera positiva en la presencia y abundancia de ratón de campo, no fue así con el gradiente de complejidad en la estructura vertical de la vegetación, que no resultó significativo. Esto sugiere que la selección de hábitat del ratón de campo se realiza principalmente en dos dimensiones, o al menos que la influencia de la componente vertical es mucho menor que en otros grupos taxonómicos como las aves o los ungulados (Coops *et al.*, 2010; Müller *et al.*, 2010; Garabedian *et al.*, 2014).

Volviendo al gradiente de diversidad de matorral, el hecho de que la probabilidad de presencia de *A. sylvaticus* se haya asociado de manera positiva exclusivamente con este gradiente, confirma que el matorral es un elemento fundamental en el uso del hábitat que realiza el ratón de campo en ambientes forestales. La gran influencia de la estructura arbustiva como elemento fundamental a nivel de microhábitat ha sido evaluada para el ratón de campo

y otras especies de micromamíferos. Así, en varios estudios la ocurrencia de micromamíferos se ha relacionado positivamente con la cobertura de matorral, tanto en ambientes forestales (Coppeto et al., 2006) como agrarios (Noguerales et al., 2014). Este patrón se relaciona con la protección que ofrece la vegetación leñosa densa de bajo porte, frente a otro tipo de cobertura como la herbácea (Marsh y Harris, 2000), facilitando zonas seguras de recolección de comida (Mattos y Orrock, 2010) que minimizan el riesgo de depredación (Bowers, 1988; Díaz, 1992; Lagos et al., 1995) y aumentan la eficiencia de forrajeo (Fedriani y Manzaneda, 2005).

La ausencia de relación entre la presencia/abundancia de ratón de campo y las especies de matorral individuales componentes del sotobosque, se puede interpretar en términos del carácter generalista de la especie (Torre et al., 2002). De esta forma, *A. sylvaticus* parece percibir como más importante la estructura de matorral frente a su composición florística, no dependiendo de especies vegetales concretas, sino más bien de microhábitats con alta heterogeneidad que les asegure la disponibilidad de alimento y una cobertura suficiente para la defensa ante depredadores, al menos en la época en que se ha realizado el estudio. Por otra parte, aunque el ratón de campo se considera principalmente granívoro (Watts, 1968), otros estudios han registrado un aumento del consumo de invertebrados durante el período reproductor (Khammes y Aulagnier, 2007). Por este motivo, y a pesar de que no se realizaron medidas de la disponibilidad trófica, la ausencia de preferencia por especies concretas de matorral, podría indicar un aumento en el consumo de invertebrados y una menor dependencia de las semillas en época reproductora.

La alta cobertura de helechos en algunas parcelas de la zona de estudio podría ejercer un papel similar al matorral en términos de protección para *A. sylvaticus*. Sin embargo, la ausencia de relación entre la presencia/abundancia de ratón de campo y la cobertura de helechos, puede responder a la carencia de materia leñosa y al carácter estacional de éstos. Varios estudios realizados en *Peromyscus leucopus* sugieren que puede haber cambios en el uso del hábitat, que respondan a la presencia estacional de cobertura, más que al tipo de ésta (Barnum et al., 1992; Anderson et al., 2006). El helecho, contrariamente a estos estudios, podría no ser percibido por el ratón de campo como un refugio anti-depredación idóneo, precisamente por no estar presente todo el año. Además, probablemente tampoco sea una gran fuente de alimento para el ratón de campo, ya que solo se conoce un trabajo en el noroeste de la península que haya constatado el consumo de esporas o partes vegetativas de helecho por parte de *A. sylvaticus* (Arosa et al., 2010). Sin embargo, podrían existir diferencias

interanuales en los patrones de uso del hábitat, que estudios a más largo plazo pueden ayudar a explicar (Kesner y Linzey, 1997).

El papel del matorral como elemento fundamental en la selección de hábitat del ratón de campo ya ha sido discutido. Sin embargo, éste parece no ser suficiente para la percepción por parte de *A. sylvaticus* de un hábitat como idóneo. De este modo, la relación positiva de la abundancia con la cobertura de roca desnuda apunta a una selección de ésta por *A. sylvaticus* por su capacidad termorreguladora y como lugar para el establecimiento de nidos (Rosalino et al., 2011). Además, la baja disponibilidad de materia muerta en el pinar de Valsaín, contrasta con la disponible en otros sistemas de gestión, ya que en Valsaín, los restos de los aclareos son quemados como prevención anti-incendios (Barbeito et al., 2011). A este respecto, la roca desnuda podría estar supliendo en parte el papel desempeñado por la materia muerta en bosques con mayor abundancia de ésta, respecto a las cuestiones termorreguladoras y de establecimiento de nidos ya comentadas. Además el musgo, que se asoció a la cobertura de roca o sus proximidades (observación personal) también podría contribuir a la termorregulación.

No obstante, la influencia del musgo en el ratón de campo puede interpretarse más como una preferencia de éste por el musgo como sustrato sobre el que desplazarse. La preferencia por determinados sustratos para realizar sus desplazamientos ha sido descrita para *Peromyscus leucopus* en términos de reducción de la probabilidad de detección, evitando por ejemplo las superficies de pasto bajo el dosel arbóreo, que crujen al paso de un individuo (Barnum et al., 1992; Anderson et al., 2006). De igual forma en el presente estudio, el musgo asociado a la proximidad de roca podría ser percibido por el ratón de campo como una superficie blanda y suave sobre la que desplazarse de manera más silenciosa, frente a otras coberturas como las herbáceas o la hojarasca de acículas de pino. Esto minimizaría la probabilidad de detección por parte de depredadores guiados por el oído.

Patrones poblacionales

Los patrones de captura obtenidos mostraron un alto número de hembras en estado reproductor activo. No obstante, la captura de algunos individuos subadultos evidencia que el período reproductor comenzó al menos 3 meses antes del período de muestreo (Torre et al., 2002). Los datos concuerdan por tanto con el retardo en el ciclo reproductor del ratón de campo en zonas de alta montaña mediterránea, respecto a zonas mediterrneas bajas,

evidenciado por otros estudios (Flowerdew, 1985; Alcántara, 1992) y que se extendería desde primavera hasta otoño. Este patrón muestra la plasticidad ecológica de *A. sylvaticus*, que es capaz de adaptar sus respuestas estratégicas no solo a nivel latitudinal, sino en función de las condiciones climáticas en el área mediterránea (Fons y Saint Girons, 1993).

El menor peso medio de machos adultos en parcelas con mayor diversidad media de matorral y cobertura media de helechos, debe tomarse con cautela, debido al bajo número de muestras del análisis. No obstante, en el caso del matorral, podría estar relacionado con una mayor concentración de individuos lo que favorecería una mayor competencia por los recursos y por tanto una peor condición física de los machos. La relación negativa del peso con la cobertura de helecho podría responder sencillamente a la ocupación de ambientes sub-óptimos por parte de machos subordinados.

Conclusiones

El presente trabajo evidenció la importancia de la estructura tridimensional del hábitat, así como la complementariedad de las escalas de macro y microhábitat en los patrones de selección de hábitat del ratón de campo en el sistema forestal estudiado.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto la importancia de la cobertura y diversidad de matorral como elemento fundamental en la selección de hábitat que realiza el ratón de campo, con independencia de su composición florística. Estos resultados respaldan los obtenidos por otros estudios sobre ésta y otras especies de micromamíferos.

La relación del gradiente de apertura del bosque con la abundancia de ratón de campo demostró la importancia directa e indirecta del macrohábitat en los patrones de selección de hábitat de la especie. El uso de LiDAR permitió un análisis basado en gradientes de heterogeneidad estructural, que puede ayudar a mejorar la comprensión de las relaciones ecológicas que el ratón de campo establece con su entorno tridimensional.

La selección positiva de parcelas con mayor cobertura de musgo y roca desnuda mostró la preferencia del ratón de campo por parcelas con una mayor heterogeneidad ambiental, que ofrecen mayor posibilidad de refugio, y que presentan unas condiciones más óptimas que la mera presencia de matorral.

Este trabajo fue realizado en un único bosque de *Pinus sylvestris*. En este sentido, sería interesante la organización de futuros estudios que incluyeran varias localidades, con una composición florística diferente. Esto permitiría confirmar si los patrones de selección observados en el ratón de campo son consistentes con independencia de la composición del bosque. Además, la realización de estudios a más largo plazo permitiría analizar si existen variaciones o patrones de selección diferencial en la escala temporal.

Bibliografía

- Aebischer, N.J., Robertson, P.A., Kenward, R.E. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74: 1313-1325.
- Aitchison, C.W. 1987. Review of winter trophic relations of soricine shrews. *Mammal Review* 17: 1-24.
- Alcántara, M. 1992. Distribución y preferencias de hábitat de los micromamíferos (Insectivora y Rodentia) de la sierra de Guadarrama. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Anderson, C.S., Meikle, D.B., Cady, A.B., Schaefer, R.L. 2006. Annual variation in habitat use by white-footed mice, *Peromyscus leucopus*: the effects of forest patch size, edge and surrounding vegetation type. *Canadian Field Naturalist* 120: 192-198.
- Arnan, X., Comas, L., Gracia, M., Retana, J. 2014. Composition and habitat use of small mammals in old-growth mountain forests. *Journal of Natural History* 48: 481-494.
- Arosa, M.L., Ramos, J.A., Quintanilla, L.G., Brown, D. 2010. First report of fern (*Culcita macrocarpa*) spore consumption by a small mammal (*Apodemus sylvaticus*). *Mammalian Biology* 75: 115-121.
- Baig, M.H.A., Zhang, L., Shuai, T., Tong, Q. 2014. Derivation of a tasselled cap transformation based on Landsat 8 at-satellite reflectance. *Remote Sensing Letters*, 5: 423-431.
- Barbeito, I., LeMay, V., Calama, R., Cañellas, I. 2011. Regeneration of Mediterranean *Pinus sylvestris* under two alternative shelterwood systems within a multiscale framework. *Canadian Journal of Forest Research* 41: 341-351.
- Barnum, S.A., Manville, C.J., Tester, J.R., Carmen, W.J. 1992. Path selection by *Peromyscus leucopus* in the presence and absence of vegetative cover. *Journal of Mammalogy* 73: 797-801.
- Barton, K. 2014. MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.10.5. <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. 2014. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1.1-7. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- Bellows, A.S., Pagels, J.F., Mitchell, J.C. 2001. Macrohabitat and microhabitat affinities of small mammals in a fragmented landscape on the upper coastal plain of Virginia. *The American Midland Naturalist* 146: 345-360.
- Blanco, J.C. 1998. *Mamíferos de España I y II*. Editorial Planeta. Barcelona.

- Bogdziewicz, M., Zwolak, R. 2013. Responses of small mammals to clear-cutting in temperate and boreal forests of Europe: a meta-analysis and review. *European Journal of Forest Research* 133: 1-11.
- Boonstra, R., Krebs, C.J., Stenseth, N.C. 1998. Population cycles in small mammals: the problem of explaining the low phase. *Ecology* 79: 1479-1488.
- Bouskila, A. 2001. A habitat selection game of interactions between rodents and their predators. *Ann. Zool. Fennici* 38: 55-70.
- Bowers, M.A. 1988. Seed removal experiments on desert rodents: the microhabitat by moonlight effect. *Journal of Mammalogy* 69: 201-204.
- Bowman, J., Forbes, G., Dilworth, T. 2001. Landscape context and small-mammal abundance in a managed forest. *Forest Ecology and Management* 140: 249-255.
- Broughton, R.K., Bellamy, P.E., Hill, R.A., Hinsley, S.A. 2014. Winter habitat selection by marsh tits *Poecile palustris* in a British woodland. *Bird Study* 61: 404-412.
- Carey, A.B., Harrington, C.A. 2001. Small mammals in young forests: implications for management for sustainability. *Forest Ecology and Management* 154: 289-309.
- Carey, A.B., Wilson, S.M. 2001. Induced spatial heterogeneity in forest canopies: responses of small mammals. *The Journal of Wildlife Management* 65: 1014-1027.
- Comas, L., Arnan, X., Gracia, M., Retana, J., Bosch, J. 2009. Importancia del grado de madurez del bosque sobre las comunidades de himenópteros voladores y micromamíferos en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. En: *5º Congreso Forestal Español*, S.E.C.F. – Junta de Castilla y León (Eds.), pp. 1-10, Sociedad Española de Ciencias Forestales. Ávila.
- Converse, S.J., Block, W.M., White, G.C. 2006. Small mammal population and habitat responses to forest thinning and prescribed fire. *Forest Ecology and Management* 228: 263-273.
- Coops, N.C., Duffe, J., Koot, C. 2010. Assessing the utility of lidar remote sensing technology to identify mule deer winter habitat. *Canadian Journal of Remote Sensing* 36: 81-88.
- Coppeto, S.A., Kelt, D.A., Van Vuren, D.H., Wilson, J.A., Bigelow, S. 2006. Habitat associations of small mammals at two spatial scales in the northern Sierra Nevada. *Journal of Mammalogy* 87: 402-413.
- Crawley, M.J. 2002. *Statistical computing. An introduction to data analysis using S-Plus*. John Wiley & Sons. London.
- Crist, E.P., Cicone, R.C. 1984. A physically-based transformation of Thematic Mapper data – The TM Tasseled Cap. *IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing* 22: 256-263.
- Dalmagro, A.D., Vieira, E.M. 2005. Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria forest in Southern Brazil. *Austral Ecology* 30: 353-362.
- Davies, A.B., Asner, G.P. 2014. Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in Ecology & Evolution* 29: 681-691.
- Díaz, M. 1992. Rodent seed predation in cereal crop areas of central Spain: effects of physiognomy, food availability, and predation risk. *Ecography (Copenhagen)* 15: 77-85.

- Díaz M., Asensio B., Tellería J.L. 1996. *Aves Ibéricas I. No passeriformes*. Reyero, J.M. (Ed.). Madrid.
- Díaz, M., Torre, I., Peris, A., Tena, L. 2005. Foraging behavior of wood mice as related to presence and activity of genets. *Journal of Mammalogy* 86: 1178-1185.
- Díaz, M., Fernández, M., Alonso, C.L. 2010. Protocolo de seguimiento de las poblaciones de micromamíferos. *Organismo Autónomo «Parques Nacionales», Madrid*. Informe inédito.
- Ecke, F., Löfgren, O., Sörlin, D. 2002. Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *Journal of applied ecology* 39: 781-792.
- Fedriani, J.M., Manzaneda, A.J. 2005. Pre and postdispersal seed predation by rodents: balance of food and safety. *Behavioral Ecology* 16: 1018-1024.
- Flowerdew, J.R. 1985. The population dynamics of 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: 315-338.
- Fons, R., Saint-Girons, M.C. 1993. Le cycle sexuel chez le mulot sylvestre, *Apodemus sylvaticus* (L., 1758) en région méditerranéenne. *Z. Säugetierkd* 58: 38-47.
- Garabedian, J.E., McGaughey, R.J., Reutebuch, S.E., Parresol, B.R., Kilgo, J.C., Moorman, C.E., Peterson, M.N. 2014. Quantitative analysis of woodpecker habitat using high-resolution airborne LiDAR estimates of forest structure and composition. *Remote Sensing of Environment* 145: 68-80.
- García, F.J., Díaz, M., De Alba, J.M., Alonso, C.L., Carbonell, R., López de Carrión, M., Monedero, C., Santos, T. 1998. Edge effects and patterns of winter abundance of wood mice *Apodemus sylvaticus* in Spanish fragmented forests. *Acta Theriologica* 43: 255-262.
- García-Feced, C., Tempel, D.J., Kelly, M. 2011. LiDAR as a tool to characterize wildlife habitat: California spotted owl nesting habitat as an example. *Journal of Forestry* 109: 436-443.
- Graf, R.F., Mathys, L., Bollmann, K. 2009. Habitat assessment for forest dwelling species using LiDAR remote sensing: Capercaillie in the Alps. *Forest Ecology and Management* 257: 160-167.
- Gurnell, J., Flowerdew, J.R. 2006. *Live trapping small mammals. A practical guide*. The Mammal Society. London.
- Hais, M., Jonášová M., Langhammer, J., Kučera, T. 2009. Comparison of two types of forest disturbance using multitemporal Landsat TM/ETM+ imagery and field vegetation data. *Remote Sensing of Environment* 113: 835-845.
- Hanski, I., Henttonen, H., Korpimäki, E., Oksanen, L., Turchin, P. 2001. Small rodent dynamics and predation. *Ecology* 82: 1505-1520.
- Healey, S.P., Cohen, W.B., Zhiqiang, Y., Krankina, O.N. 2005. Comparison of Tasseled Cap-based Landsat data structures for use in forest disturbance detection. *Remote Sensing of Environment* 97: 301-310.
- Holloway, G.L., Smith, W.P., Halpern, C.B., Gitzen, R.A., Maguire, C.C., West, S.D. 2012. Influence of forest structure and experimental green-tree retention on northern flying

- squirrel (*Glaucomys sabrinus*) abundance. *Forest Ecology and Management* 285: 187-194.
- Jorgensen, E.E. 2004. Small mammal use of microhabitat reviewed. *Journal of Mammalogy* 85: 531-539.
- Kaiser, H.F. 1958. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika* 23: 187-200.
- Khammes, N., Aulagnier, S. 2007. Diet of the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*, in three biotopes of Kabylie of Djurdjura (Algeria). *Folia Zoologica* 56: 243-252.
- Kauth, R.J., Thomas, G.S. 1976. The Tasseled Cap - A graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by LANDSAT. LARS Symposia: Paper 159.
- Kesner, M.H., Linzey, A.V. 1997. Modeling population variation in *Peromyscus leucopus*: an exploratory analysis. *Journal of Mammalogy* 78: 643-654.
- Knight, E.J., Kvaran, G. 2014. Landsat-8 Operational Land Imager design, characterization and performance. *Remote Sensing* 6: 10286-10305.
- Kotler, B.P., Brown, J.S. 1988. Environmental heterogeneity and the coexistence of desert rodents. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 281-307.
- Lagos, V.O., Contreras, L.C., Gutiérrez, J.R., Jaksic, F.M. 1995. Effects of predation risk on space use by small mammals: a field experiment with a neotropical rodent. *Oikos* 74: 259-264.
- Lefsky, M.A., Cohen, W.B., Parker, G.G., Harding, D.J. 2002. Lidar remote sensing for ecosystem studies. *BioScience* 52: 19-30.
- Legendre P., Legendre L. 1998. *Numerical ecology, 2nd English edn*. Elsevier. Amsterdam.
- Levitt, D.G., Simpson, J.R., Huete, A.R. 1990. Estimates of surface soil water content using linear combinations of spectral wavebands. *Theoretical and Applied Climatology* 42: 245-252.
- Manson, R.H., Ostfeld, R.S., Canham, C.D. 1999. Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. *Landscape Ecology* 14: 355-367.
- Marsh, A.C.W., Harris, S. 2000. Partitioning of woodland habitat resources by two sympatric species of *Apodemus*: lessons for the conservation of the yellow-necked mouse (*A. flavicollis*) in Britain. *Biological Conservation* 92: 275-283.
- Martinuzzi, S., Vierling, L.A., Gould, W.A., Falkowsky, M.J., Evans, J.S., Hudak, A.T., Vierling, K.T. 2009. Mapping snags and understory shrubs for a LiDAR-based assessment of wildlife habitat suitability. *Remote Sensing of Environment* 113: 2533-2546.
- Mattos, K.J., Orrock, J.L. 2010. Behavioral consequences of plant invasion: an invasive plant alters rodent antipredator behaviour. *Behavioral Ecology* 21: 556-561.
- McGarigal, K., Cushman, S.A. 2005. The gradient concept of landscape structure. En: *Issues and perspectives in landscape ecology*, Wiens, J.A. y Moss M.R. (Eds.), Cambridge University Press, Cambridge.
- McGaughey, R.J., Carson, W.W. 2003. Fusing LIDAR data, photographs, and other data using 2D and 3D visualization techniques. En: *Proceedings of Terrain Data:*

- Applications and Visualization – Making the Connection*, pp. 16-24, American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Charleston, South Carolina.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. *Sexta revisión de la ordenación del Monte de Valsain. Anexo I*. 1999. Disponible en: [http://www.magrama.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/centros-fincas/valsain/1999_Pinar_09-Anexos flora y fauna tcm7-320504.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/centros-fincas/valsain/1999_Pinar_09-Anexos_flora_y_fauna_tcm7-320504.pdf). Acceso el 03/05/2014.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. *Centro Montes y Aserradero de Valsain: Cartografía*. 2006. Disponible en: <http://www.magrama.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/centros-fincas/valsain/cartografia.aspx>. Acceso el 15/04/2014.
- Müller, J., Stadler, J., Brandl, R. 2010. Composition versus physiognomy of vegetation as predictors of bird assemblages: the role of lidar. *Remote Sensing of Environment* 114: 490–495.
- Noguerales, V., Traba, J., Mata, C., Morales, M.B. 2014. Winter habitat selection and partitioning in two sympatric farmland small mammals: *Apodemus sylvaticus* and *Mus spretus*. *Revue d'Ecologie* 70: 1-13.
- Palomo, J. 2008. *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. ICONA (Organismo Autónomo Parques Nacionales). Madrid.
- Pascual, C., García-Abril, A., García-Montero, L.G., Martín-Fernández, S., Cohen, W.B. 2008. Object-based semi-automatic approach for forest structure characterization using lidar data in heterogeneous *Pinus sylvestris* stands. *Forest Ecology and Management* 255: 3677-3685.
- Pearce, J., Venier, L. 2005. Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. *Forest Ecology and Management* 208: 153-175.
- 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.
- Petty, S.J. 1999. Diet of tawny owls (*Strix aluco*) in relation to field vole (*Microtus agrestis*) abundance in a conifer forest in northern England. *Journal of Zoology* 248: 451-465.
- Price, M.V., Kramer, K.A. 1984. On measuring microhabitat affinities with special reference to small mammals. *Oikos* 42: 349-354.
- Quinn, G.P. 2000. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press. Cambridge.
- R Core Team. 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org/>
- Rosalino, L.M., Ferreira, D., Leitão, I., Santos-Reis, M. 2011. Selection of nest sites by wood mouse *Apodemus sylvaticus* in a Mediterranean agro-forest landscape. *Ecological Research* 26: 445-452.
- Ruiz-Capillas, P., Mata, C., Malo, J.E. 2013. Road verges are refuges for small mammal populations in extensively managed Mediterranean landscapes. *Biological Conservation* 158: 223-229.
- Silva, M., Hartling, L., Opps, S.B. 2005. Small mammals in agricultural landscapes of Prince Edward island (Canada): effects of habitat characteristics at three different spatial scales. *Biological Conservation* 126: 556-568.

- SPSS Inc. Released 2006. *SPSS for Windows, Version 15.0*. SPSS Inc. Chicago.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S. 2011. Balancing pest management and forest biodiversity: vole populations and habitat in clearcut vs. variable retention harvested sites. *Crop Protection* 30: 833-843.
- Suzuki, N., Hayes, J.P. 2003. Effects of thinning on small mammals in Oregon coastal forests. *The Journal of Wildlife Management* 67: 352-371.
- Tallmon, D.A., Jules, E.S., Radke, N.J., Mills, L.S. 2003. Of mice and men and Trillium: cascading effects of forest fragmentation. *Ecological Applications* 13: 1193-1203.
- Tellería, J.L., Santos, T., Alcántara, M. 1991. Abundance and food-searching intensity of Wood Mice (*Apodemus sylvaticus*) in fragmented forests. *Journal of Mammalogy* 72: 183-187.
- Torre, I., Arrizabalaga, A., Díaz, M. 2002. Ratón de campo *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758). *Galemys* 14: 1-22.
- Torre, I., Díaz, M. 2004. Small mammal abundance in Mediterranean post-fire habitats: a role for predators?. *Acta Oecologica* 25: 137-143.
- Torre, I., Arrizabalaga, A., Freixas, L., Pertierra, D., Raspall, A. 2012. Primeros resultados del programa de seguimiento de micromamíferos comunes de España (SEMICE). *Galemys*, 23: 81-89.
- Traba, J., Acebes, P., Campos, V. y Giannoni, S.M. 2009. Habitat selection by two sympatric rodent species in the Monte desert, Argentina. First data for *Eligmodontia moreni* and *Octomys mimax*. *Journal of Arid Environments* 74: 179-185.
- Vierling, K.T., Vierling, L.A., Gould, W.A., Martinuzzi, S., Clawges, R.M. 2008. Lidar: shedding new light on habitat characterization and modeling. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 90-98.
- Watts, C.H.S. 1968. The foods eaten by wood mice (*Apodemus sylvaticus*) and bank voles (*Clethrionomys glareolus*) in Wytham woods, Berkshire. *Journal of Animal Ecology* 37: 25-41.
- Zeileis, A., Hothorn, T. 2002. Diagnostic Checking in Regression Relationships. *R News* 2: 7-10. <http://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/>
- Zeileis, A., Kleiber, C., Jackman, S. 2008. Regression Models for Count Data in R. *Journal of Statistical Software* 27: 8-29.
- Zuur, F., Ieno, E.N., Saveliev, A.A., Smith, G.M. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Zero-Truncated and Zero-Inflated Models for Count Data*. Springer. New York.
- Zwolak, R., Foresman, K.R. 2008. Deer mouse demography in burned and unburned forest: no evidence for source–sink dynamics. *Canadian Journal of Zoology* 86: 83-91.
- Zwolak, R. 2009. A meta-analysis of the effects of wildfire, clearcutting, and partial harvest on the abundance of North American small mammals. *Forest Ecology and Management* 258: 539-545.



Tesis de Máster

Máster en Ecología

2013-2015

EFFECTOS DE LA ESTRUCTURA DEL BOSQUE EN LA
ABUNDANCIA DE APODEMUS SYLVATICUS EN UN PINAR
DE ALTA MONTAÑA MEDITERRÁNEA DEL CENTRO
PENINSULAR

Carlos Jaime González

Enero 2015

Directores: Pablo Acebes, Eduardo T. Mezquida