

EFFECTO DE LA GESTIÓN FORESTAL SOBRE LOS QUIRÓPTEROS EN HAYEDOS DE CATALUÑA

JORDI CAMPRODON^{1,2}, DAVID GUIXÉ¹ Y CARLES FLAQUER³

1. Àrea de Biodiversitat. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Ctra. de Sant Llorenç de Morunys, Km 2. 25280 Solsona (Girona) (jordi.camprodon@ctfc.cat)
2. Dep. de Ciències Ambientals. Universitat de Vic. C/ de la Laura, 13. 08500 Vic (Barcelona)
3. Museu de Granollers-Ciències Naturals. C/ Francesc Macià, 51. 08402 Granollers (Barcelona)

RESUMEN

La riqueza específica y abundancia de quirópteros forestales puede estar influida por la disponibilidad de cavidades naturales y la heterogeneidad estructural del hábitat. Ambos factores están condicionados por la gestión forestal. Para responder a estas dos preguntas se ha muestreado la comunidad de murciélagos en distintas estructuras de hayedo en Cataluña. Para ello, se determinó la actividad mediante detectores de ultrasonidos en junio y julio de 2006 y 2007. En total se efectuaron 675 estaciones de ecolocalización (10') en interior y linde de los bosques. También se inspeccionaron un total de 237 cajas refugio para murciélagos instaladas en cada tipología de bosque durante el verano y otoño entre 2006 y 2008. Los resultados analizados muestran un descenso de la actividad de murciélagos con la intervención silvícola: mayor en los hayedos maduros y mínima en estructuras de monte bajo. El patrón de actividad es mayor para especialistas forestales: *Nyctalus*, *Plecotus auritus* y *Barbastella barbastellus* y una asociación con las variables de madurez del hábitat. La abundancia y calidad de las cavidades en árbol y la mejor estructura de la vegetación en los bosques maduros pueden explicar los patrones de actividad de los especialistas forestales. Se recomienda fomentar la densidad de árboles grandes y con cavidades en tronco, así como la heterogeneidad de la vegetación en los bosques. También sería interesante aumentar los rodales de bosque maduro.

Palabras clave: quirópteros forestales, gestión forestal, conservación, hayedos, Cataluña.

ABSTRACT

Forest management impact on bats in Catalanian beech forests (NE Iberian Peninsula)

Tree cavities appear to be limiting ecological factors for forest bats in Catalonia. However, other ecological factors, such as food availability, are probably influenced by forest structure and this may also affect the reported differences in bat densities in mature and managed woodlands. Bat activity was determined in different types of beech forest using bat detectors from June to July in both 2006 and 2007. A total of 237 bat boxes were inspected twice a year from 2006 to

2008. We conducted 675 point counts (10') in total and 24 in each beech forest; 12 inside the forest and 12 more at the borders of the same forest. The analysis showed a decrease in bat activity levels that was associated with forest structure: activity was high inside mature forest and low in coppiced forest. In addition, stronger activity patterns were observed among forest specialists (*Nyctalus* sp., *Plecotus auritus* or *Barbastella barbastellus*) in mature forest. The abundance and quality of tree cavities and better internal structure of mature forest may explain the increased activity among specialist forest bats in the wood canopy. Increased occupation in refuge boxes in coppiced forests reinforces the hypothesis of the preference for mature forests and indicates the difficulty of finding natural refuges in mature forests with a low density of tree cavities. We recommend increasing the density of large trees with trunk cavities and promoting plant heterogeneity, as well as increasing mature beech forest patches.

Key words: forest bats, forestry, conservation, beech forests, Catalonia.

INTRODUCCIÓN

Los murciélagos son el grupo faunístico vertebrado más desconocido de Cataluña y del conjunto ibérico, y en especial las especies forestales. El grupo de los quirópteros incluye especies con diferentes grados de amenaza, por lo que constituyen el grupo de mamíferos con más especies prioritarias de conservación en Europa. En Cataluña se han detectado, por el momento, un total de 26 especies de quirópteros reproductores (Flaquer *et al.* 2004, Palomo *et al.* 2007). Todas estas especies están protegidas por la ley y 13 de ellas se encuentran amenazadas: 1 considerada en Peligro de Extinción (*Myotis capaccinii*) y 12 Vulnerables. A la vez, los murciélagos forestales son un buen indicador de la calidad trófica y estructural del hábitat (Vaughan *et al.* 1997, Grindal y Brigham 1999, Swystun *et al.* 2001, Kusch *et al.* 2004, Russo *et al.* 2004, Kusch y Idelberger 2005, Menzel *et al.* 2005, Flaquer *et al.* 2007). Precisamente esta sensibilidad a los cambios en los hábitats los convierte en un grupo vulnerable a las perturbaciones de la actividad humana sobre la calidad interna del hábitat y la estructura del paisaje.

Los bosques son hábitats importantes para los murciélagos, especialmente para las especies estrictamente forestales que dependen de la riqueza y abundancia de recursos tróficos y de la existencia de refugios en estos ecosistemas. Así pues, la diversidad de quirópteros forestales puede estar influida por la disponibilidad de cavidades naturales y la heterogeneidad estructural del hábitat (Kunz 1982). Ambos factores están condicionados por la gestión forestal. Por otra parte, se ha observado mediante el monitoreo y control de cajas refugio específicas para

quirópteros, que la ocupación de las mismas es mayor en montes gestionados y con baja disponibilidad de refugios naturales (Camprodon y Guixé 2007). Por lo tanto, la existencia de cavidades en los árboles parece ser un factor limitante para los quirópteros forestales en los hayedos del noreste ibérico. Otros factores, como la disponibilidad de alimento y la heterogeneidad vertical de la vegetación, pueden determinar las diferencias de densidad entre los rodales maduros y los más defectivos estructuralmente.

En este artículo se relaciona la riqueza y abundancia relativa de quirópteros con la estructura forestal, condicionada por la gestión en hayedos del noreste de Cataluña. Se analizan las variaciones en la comunidad de quirópteros a lo largo de un gradiente de madurez forestal, así como la selección de variables estructurales del hábitat por parte de especialistas forestales y ubiquestas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Muestreo de la actividad de quirópteros

La actividad de quirópteros se determinó mediante el análisis de las grabaciones realizadas con detectores de ultrasonidos Pettersson (D-980 y 240X) entre junio y julio de 2006 y 2007. Se realizaron 24 estaciones de escucha de 10 minutos: 12 en el interior del bosque y 12 en el linde del bosque con pastos adyacentes. Se agruparon las estaciones por tríadas obteniéndose 4 unidades de muestreo de 3 réplicas cada una, para obtener más independencia entre las unidades de muestreo (Camprodon y Guixé 2007). En total se efectuaron 675 estaciones de ecolocalización.

Con objeto de evitar disponibilidades bajas de insectos, y por lo tanto de actividad quiropterológica (Russo y Jones 2003), todas las estaciones se realizaron en condiciones meteorológicas favorables (sin lluvia, fuerte viento o temperaturas inferiores a 10°C).

Los sonidos fueron analizados con el programa *Batsound Real-time* 1.3.1 (Pettersson 1999). Las identificaciones se basaron en el tipo de pulso de ecolocalización (FM, FM-CF o CF), en la frecuencia de máxima energía, la duración de los pulsos y la duración de los intervalos entre pulsos; y en algunos casos en la identificación de cantos sociales (Ahlén 1990, Russ 1999). Para la correcta identificación de especies se compararon los registros obtenidos con los de diversas referencias

bibliográficas (Donald y West 1989, Russ *et al.* 1997, Vaughan *et al.* 1997, Ahlén y Baagoe 1999, Parsons y Jones 2000, Pfalzer y Khusch 2003, Obrist *et al.* 2004, Preatoni *et al.* 2005, Siemers y Swift 2006). También se compararon las señales acústicas con las registradas en la fonoteca del Museo de Granollers (Flaquer *et al.* 2004). En caso de duda tan solo se consideraron grupos o parejas acústicas.

Inspección de cajas refugio

En junio de 2006 se instalaron 237 cajas refugio distribuidas también entre el interior y los lindes del bosque, en grupos de 3 cajas separados unos 50 m. Se repartieron de forma equitativa entre las estructuras de hayedo descritas al final de este apartado. Las cajas eran de madera de pino sin tratar, con ranura inferior de unos 2 cm y abertura lateral de control. La cámara interior era de unos 25 cm de alto por 14 cm de ancho. Se colgaban adosadas al tronco mediante un gancho de acero y se inspeccionaban bajándolas con una percha (Camprodon y Guixé 2007).

En 1999, con anterioridad a este estudio, se instalaron cinco cajas en un hayedo del Parque Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa, que sirvieron como prueba piloto. También se ha tenido en cuenta la ocupación, por parte de murciélagos, de cajas nido para aves del modelo GACO 2000 para páridos y adaptaciones de los modelos Bolund 1987 para agateadores y trepador azul (Baucells *et al.* 2003). Las cajas de párido se instalaron en 1999 (150 unidades revisadas anualmente en verano y otoño) y las de agateador y trepador en 2005 (72 cajas de cada modelo) en distintas localidades de hayedo, también siguiendo la misma distribución por estructuras de este mismo estudio (ver *Área de estudio y ambientes*). Las cajas de párido tenían un orificio de 3 cm de diámetro y se colgaban con gancho de acero de una rama. Las cajas de agateador y de trepador se adosaban al tronco, colgadas de una rama, de igual forma que las de quiróptero. Las de agateador eran más pequeñas que las de párido y con un orificio lateral de unos 2 cm de diámetro. Las de trepador eran algo mayores que las de quiróptero con orificio frontal de 4 cm de diámetro.

Las cajas se inspeccionaron por lo menos dos veces al año, en época de cría (junio y julio) y apareamiento (septiembre y octubre), a partir de octubre 2006. Se registraron los indicios de ocupación (excrementos), la especie ocupante, número de ejemplares y sexo.

Muestreo del hábitat

Las variables de estructura forestal de cada hayedo (densidad y distribución diametral del arbolado, estratificación de la vegetación, mezcla de especies arbóreas, madera muerta, densidad de cavidades, etc.) se seleccionaron a partir de los inventarios realizados en los años previos al estudio (Camprodon 2003). Se realizaron un total de 360 parcelas de inventario florístico y dasométrico, que permitieron una buena caracterización de la composición florística, coberturas vegetales y variables dasométricas de cada rodal. La medida de densidad de arbolado según clases (de diámetro) se realizó dentro de un radio de 10 m en el centro de cada parcela. Los datos de coberturas se estimaron en un radio de unos 50 m desde el centro de la parcela. El volumen de madera muerta y de cavidades en árbol se muestreó mediante transectos de 4 m de banda que recorrían de arriba a abajo el rodal. Se medían los troncos muertos, en pie y tumbados, de más de 10 cm de diámetro normal y se anotaba la presencia de cavidades (altura y dimensiones del orificio, diámetro normal y estado vital del árbol y tipo de cavidad: de pídico, cicatriz de caída de rama, fractura, etc.). Para más detalles consultar Camprodon *et al.* (2008). La relación de variables se detalla en la Tabla 1.

Tratamientos estadísticos

Se ha utilizado análisis de la variancia y el test de Tukey *Honest Significant Difference* (HSD) (Sokal y Rohlf 1995) para analizar las diferencias entre tipos estructurales de hábitat y riqueza media y número medio de contactos sonoros por especie y estación de ecolocalización. Para determinar las relaciones entre la actividad de quirópteros en las estaciones de ecolocalización y algunas variables ambientales simples, como la temperatura o la distancia a cursos de agua, se ha utilizado la correlación de Spearman. Se trata de un análisis de estadística no paramétrica, con lo cual no necesita la normalización de los datos de base.

El análisis de componentes principales (ACP) ha permitido reducir el número original de variables estructurales del hábitat en una serie de factores independientes, sin pérdida substancial de información. Para interpretar más fácilmente el análisis, se han rotado los factores iniciales por el procedimiento *varimax*, que maximiza los *factor loadings* de las variables (correlaciones entre cada variable original y cada factor) a través de todos los factores.

TABLA 1
Descripción de las variables estructurales del hábitat.

Variables of habitat structure.

Variable	Unidades	Descripción breve
VARIABLES OROGRÁFICAS		
Altitud	m	Altitud sobre el nivel del mar
Pendiente	%	Pendiente de la ladera
COBERTURAS		
Estratificación vegetal	%	Cobertura en porcentaje en clases de altura: 0,5-1 m, 1-2 m, 2-4 m, 4-8 m, 8-16 m y más de 16 m.
Caducifolios	%	Cobertura de árboles caducifolios diferentes al haya.
Roca (%)	%	Cobertura en porcentaje de afloramientos rocosos y rocas de menor medida en la parcela.
ESTRUCTURA DEL ARBOLADO		
Altura dominante	m	Altura de los dos árboles más gruesos de la estación
Diámetro medio	cm	Diámetro medio de una parcela a partir de la clase diametral 5.
Densidad de arbolado	nº árboles/ha	Número de árboles agrupados en las siguientes clases: menores (<5 cm de diámetro normal), pequeños (5-15 cm), medianos (20-30 cm), grandes (35-45 cm) y muy grandes >45 cm).
ESTADO VITAL DE LA MASA		
Malformaciones	nº árboles/ha	Árboles con malformaciones en tronco o ramas gruesas.
Ramas muertas en árbol	nº árboles/ha	Ramas muertas (>5 cm de diámetro normal) en árbol
Madera muerta en suelo	nº árboles/ha	Número de troncos o ramas muertas en el suelo de por lo menos 15 cm de diámetro normal.
Estacas (nº/ha)	nº árboles/ha	Número de árboles muertos en pie que han perdido la práctica totalidad de la corteza y las ramas.
Cavidades en tronco (nº/ha)	nº cavidades/ha	Densidad de cavidades aptas para la fauna (aves y murciélagos) en la masa forestal.
VARIABLES DE PAISAJE		
Distancia a casa	m	Distancia de la estación a edificios rurales.
Distancia a río	m	Distancia de la estación a curso de agua permanente.
Distancia a espacios abiertos	m	Distancia de la estación a espacio abierto (0 en caso de estaciones en los lindes).

Para establecer las relaciones entre los contactos de quirópteros de las estaciones de ecolocalización (únicamente las estaciones de interior de bosque) y la estructura del hábitat se han utilizado los modelos generalizados de regresión (GLZ) (McCullagh y Nelder 1983). Esta técnica estima la dependencia de variables discretas (actividad de quirópteros) que siguen una distribución de Poisson, con respecto a un grupo de variables independientes o predictoras (variables ambientales), que pueden ser continuas o categóricas. Se ha seguido el procedimiento de pasos atrás (*backward step-wise*) para seleccionar los factores o variables estructurales más significativas. Se han introducido los factores del ACP como variable independiente. Como variable dependiente se han utilizado dos gremios de murciélagos con afinidad ecológica: especialistas forestales (*Nyctalus/Barbastella/Plecotus*) y ubiquestas (*Pipistrellus/Eptesicus/Hypsugo*). Se asume que los contactos de *Plecotus* en el interior del bosque pertenecen al orejudo dorado (*Plecotus auritus*), de hábitos forestales, especie que se capturó en algunos de los hayedos estudiados. Los modelos así obtenidos son lo suficientemente válidos para una interpretación ecológica de la selección del hábitat por parte de los murciélagos. Para cada asociación significativa entre el gremio y los factores o variables simples se ha adjuntado el signo de la relación (positivo o negativo) y el valor de la estima de la correlación (*t-value*), es decir, el grado de cambio en la variable dependiente producido por los cambios en la/las variables independientes. Para los distintos tratamientos estadísticos se ha utilizado el programa Statistica versión 7.0.

Área de estudio y ambientes

El área de estudio incluye la zona de distribución oriental del hayedo en Cataluña, que forma parte del límite meridional del haya en Europa (Figura 1). Siguiendo el gradiente norte-sur, las localidades prospectadas corresponden a las siguientes unidades geográficas: Prepirineos orientales (incluyen el hayedo maduro de Gresolet emplazado en la vertiente sur del Parc Natural del Cadí-Moixeró y los hayedos gestionados de las sierras de Bellmunt-Curull-Milany), el Sistema Transversal Catalán (incluye el Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa y el hayedo maduro de la Grevolosa) y el Sistema Prelitoral Catalán (incluye el Parc Natural del Montseny) (Figura 2).



Figura 1. Distribución de los hayedos en Europa.

Europe beech forest distribution.



Figura 2. Situación del área de estudio en Cataluña.

Study area in Catalonia.

Se preseleccionaron cuatro tipologías de hayedo según un gradiente de mayor a menor madurez del estrato arbóreo, en función de la gestión forestal que se ha llevado a cabo en cada caso:

1. Hayedos maduros sin intervención (HM). Sin gestionar en los últimos 30-50 años. Dinámica seminatural. 105 árboles/ha con diámetro normal superior a los 45 cm y 34 cavidades en tronco/ha con madera muerta de grandes dimensiones abundante en suelo y en pie.
2. Hayedos maduros con gestión forestal y estructura semi-regular (HMG). Presencia de estacas y árboles grandes. Media de 8 árboles/ha de diámetro normal superior a 45 cm, 9,5 cavidades en tronco/ha y algo de madera muerta en pie y en suelo.
3. Hayedos entresacados de estructura no regular (HE). Regenerados mediante cortas por entresaca. Generalmente se saca la madera muerta. Media de 3 árboles/ha de diámetro normal superior a 45 cm y 2 cavidades en tronco/ha.
4. Hayedos con estructura de monte bajo (HH). Gestionados hasta la actualidad mediante huroneo con saca de los mejores árboles. Sin grandes árboles (>45 cm de diámetro normal) y escasez de cavidades en tronco (0,9 cavidades/ha) y madera muerta.

Los valores medios y desviaciones estándar de las distintas variables estructurales del hábitat según tipologías de hayedo pueden consultarse en la Tabla 2.

TABLA 2

Media (X) y desviación estándar (DE) de las variables estructurales principales en las cuatro tipologías de hayedo distinguidas. Para más detalles sobre las variables ver tabla 1. HM: hayedo maduro, HMG: hayedo maduro gestionado con estructura semi-regular, HE: hayedo entresacado y HH: hayedo con estructura de monte bajo.

Variables of habitat structure average and standard deviation of different beech forest. See table 1.

HM: mature or old grown, HMG: managed mature, HE: managed by selection cutting and HH: coppice beech forest.

	HM		HMG		HE		HH	
	X	DE	X	DE	X	DE	X	DE
Pendiente (%)	33,6	12,5	43,6	6,0	30,7	6,6	44,4	17,0
Caducifolios (%)	9,0	5,5	0,0	0,0	18,0	16,9	0,1	0,6
Cobertura 0,5-1m (%)	43,0	12,0	30,9	13,0	31,3	18,8	11,0	3,8
Cobertura 1-2m (%)	39,8	5,6	30,9	13,0	25,2	20,6	14,6	5,8
Cobertura 2-4m (%)	27,8	10,8	16,4	5,0	24,4	11,4	19,8	3,6
Cobertura 4-8m (%)	20,9	10,9	10,0	0,0	34,1	7,8	45,6	8,9
Cobertura 8-16m (%)	43,5	20,0	52,7	10,1	64,1	11,9	63,2	11,0
Cobertura >16m (%)	53,6	22,9	73,6	5,0	45,6	17,8	10,4	9,0
Cobertura rocas (%)	8,2	7,2	5,5	8,2	4,7	7,7	12,8	11,8
Altura dominante (m)	29,4	5,9	26,3	2,4	20,6	1,4	14,8	1,9
D<5 (árboles/ha)	13,0	29,0	34,7	77,3	38,5	45,1	146,1	157,7
D5-15 (árboles/ha)	121,6	87,8	77,4	41,4	620,6	366,7	493,4	179,9
D20-30 (árboles/ha)	111,0	84,9	266,6	77,5	329,8	138,8	203,2	73,5
D35-45 (árboles/ha)	79,7	41,8	121,2	50,3	49,9	19,9	11,3	8,5
D>45 (árboles/ha)	105,1	50,5	8,3	11,7	2,9	3,9	0,0	0,0
Densidad total (árboles/ha)	417,4	167,7	473,5	83,2	1003,2	471,6	681,1	226,3
Diámetro medio (cm)	43,8	10,9	30,5	1,4	21,2	2,5	18,5	1,2
Malformaciones (árboles/ha)	105,1	50,5	37,3	46,2	1,2	2,6	0,0	0,0
Estacas (árboles/ha)	19,2	12,7	20,3	16,1	0,8	1,6	0,4	1,3
Ramas muertas en árbol (m ³ /ha)	13,6	12,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,5	0,3
Madera murta en suelo (m ³ /ha)	40,4	15,4	2,3	1,9	1,5	0,9	0,8	0,5
Cavidades en tronco (nº/ha)	33,6	28,3	9,5	2,0	1,0	1,6	0,9	1,7
Distancia casa (m)	968,1	523,0	677,8	178,4	749,6	394,3	860,8	379,5
Distancia ríos (m)	1001,9	387,7	2475,8	999,8	1928,1	1533,3	2126,2	445,5
Distancia espacios abiertos (m)	793,6	412,2	340,5	148,2	645,1	660,1	863,1	416,9

RESULTADOS

A partir de los contactos obtenidos con el detector de ultrasonidos, se han analizado un total de 3.028 contactos sonoros de murciélagos, pudiéndose determinar 9 especies y asignar 10 grupos acústicos imposibles de discriminar con el uso de detectores de ultrasonidos (Tabla 3). En total, mediante el análisis de sonidos y la captura complementaria en caja refugio se han determinado un total de 12 especies de forma segura (lo que supone el 46% de las especies citadas en Cataluña): el murciélago enano *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774), el murciélago soprano o de Cabrera *Pipistrellus mediterraneus* Cabrera, 1904 (= *P. pygmaeus* (Leach, 1825)), el murciélago de borde claro *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817), el murciélago de Nathusius *Pipistrellus nathusii* (Keyserling y Blasius, 1939), el murciélago montañero *Hypsugo savii* (Bonaparte, 1837), el murciélago hortelano *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774), el barbastela *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774), el orejudo dorado *Plecotus auritus* (Linnaeus, 1758), el murciélago rabudo *Tadarida teniotis* (Rafinesque 1814), el nóctulo pequeño *Nyctalus leisleri* (Kuhl, 1817), el nóctulo grande *Nyctalus lasiopterus* (Schreber, 1780) y el murciélago pequeño de herradura *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800).

La especie con más registros sonoros ha sido *Pipistrellus pipistrellus* con el 36,4% del total de contactos analizados, seguido de *Pipistrellus pygmaeus* con el 27,6% y de *Pipistrellus kuhlii*, con el 13,4%. Las especies más forestales se han detectado escasamente en la mayor parte de localidades. Así, se ha obtenido el 3,4% de contactos del grupo acústico de los nóctulos (*Nyctalus leisleri*, *N. noctula*, *N. lasiopterus*), el 1,2% de barbastela, el 2,6% referidos al grupo acústico formado por la mayor parte de las especies del género *Myotis* y sólo el 0,43 % de los contactos ha correspondido al grupo acústico de los orejudos (*Plecotus auritus/austriacus*). Se ha observado que *P. pipistrellus* y *P. kuhlii* son más abundantes en los hayedos de los Prepirineos, emplazados latitudinalmente más al norte que los hayedos del Sistema Prelitoral (Montseny). Por el contrario, *P. mediterraneus* es más frecuente en las localidades del Montseny.

El grupo acústico del género *Myotis* y el grupo de los orejudos han aparecido de forma escasa y localizada, asociados al interior de los hayedos maduros del Prepirineo. El barbastela se ha hallado en un número de contactos discreto, repartidos solamente a lo largo de los hayedos prepirenaicos. Destaca su ausencia en los hayedos en monte bajo.

TABLA 3

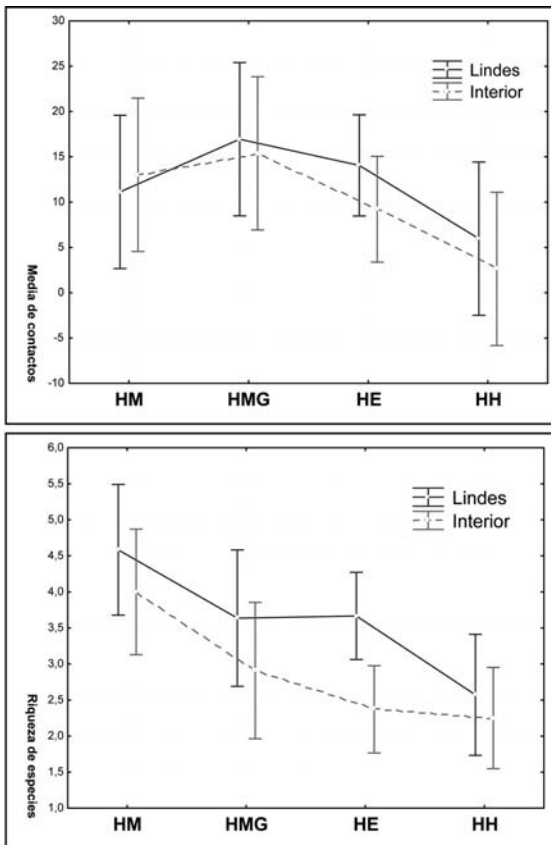
Número de contactos y frecuencia de cada especie y/o grupo acústico detectado en las estaciones de ecolocalización en los hayedos estudiados (verano de 2006 y 2007).

Number of contacts and frequency of the species and the acoustic groups detected on the different beech forest (summer 2006 & 2007).

Especie / Grupo acústico	Núm. de contactos	%
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	1.104	36,46
<i>Pipistrellus mediterraneus</i> (= <i>P. pygmaeus</i>)	836	27,61
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	411	13,57
<i>Pipistrellus kuhlii/nathusii</i>	179	5,91
<i>Eptesicus serotinus/Nyctalus leisleri</i>	89	2,94
<i>Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus</i>	72	2,38
<i>Myotis</i> sp.	67	2,21
<i>Nyctalus leisleri</i>	52	1,72
<i>Hypsugo savii</i>	44	1,45
<i>Barbastella barbastellus</i>	36	1,19
<i>Nyctalus noctula/lasipterus/leisleri</i>	29	0,96
<i>Tadarida teniotis</i>	29	0,96
<i>Eptesicus serotinus</i>	24	0,79
<i>Nyctalus leisleri/noctula</i>	22	0,73
<i>Myotis myotis/blytii</i>	15	0,50
<i>Plecotus auritus/austriacus</i>	13	0,43
<i>Pipistrellus kuhlii/Hypsugo savii</i>	1	0,03
<i>Pipistrellus pygmaeus/Miniopterus shreibersii</i>	1	0,03
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	1	0,03
Total	3.028	100

La riqueza y la actividad media de quirópteros por estación de ecolocalización no ha presentado una correlación estadísticamente significativa con la temperatura nocturna ($t = -1,12$, n.s.) ni con la hora de inicio ($t = -1,12$, n.s.). La riqueza y actividad medias han sido mayores en los lindes que en el interior del bosque, aunque con diferencias no significativas, excepto para el caso de los hayedos de rebrote o monte bajo ($F = 8,54$, $p < 0,05$).

Se observa un descenso de la actividad en el conjunto de la comunidad de quirópteros con la intervención silvícola, significativamente más elevada en las estructuras maduras, sobre todo en el interior del bosque, con respecto a los hayedos gestionados por entresaca, tanto de estructura de monte alto no regular como con estructura de monte bajo ($F= 9,85, p<0,001$) (Figuras 3 y 4). Si se toman sólo los datos de actividad media por estación del gremio de especialistas forestales (nóctulos, orejado, probablemente dorado y barbastela) (Figura 5) la tendencia se mantiene, en especial si se comparan los dos extremos estructurales: hayedos maduros con los huroneados en monte bajo ($F= 16,1, p<0,05$) (Figura 5). La media de contactos más alta se ha observado en el bosque de la Grevolosa (Sistema transversal catalán), el hayedo estructuralmente más maduro de Cataluña. Se ha observado diferencias significativas en barbastela entre hayedos ma-



Figuras 3 y 4. Actividad y riqueza media de quirópteros por estación de muestreo en las diferentes estructuras de hayedo. HM: hayedo maduro semi-natural, HMG: hayedo maduro gestionado, HE: hayedo entresacado, HH: hayedo huroneado en monte bajo.

Activity and richness averages of bats per plot in the different beech structures forests: HM: mature beech forest, HMG: managed mature forest, HE: managed forest by selection cutting, HH: coppice beech forest.

duros y de estructura de monte bajo ($F = 4,5$, $p < 0,05$) (Figura 5). El murciélago enano presenta una abundancia relativa significativamente mayor en el interior de los hayedos maduros ($F = 4,33$, $p < 0,05$). En cambio, el murciélago soprano y el murciélago de borde claro han evidenciado una actividad estadísticamente mayor en los lindes de estos bosques ($F = 1,17$, $p < 0,05$), manifestando así una tendencia a cazar en áreas forestales poco densas y más abiertas.

Se ha observado la misma tendencia patrón en la distribución de los valores de actividad entre las estaciones y estructuras de bosque muestreadas en primavera-verano de 2006 y repetidas en 2007 ($F = 0,25$, n.s.).

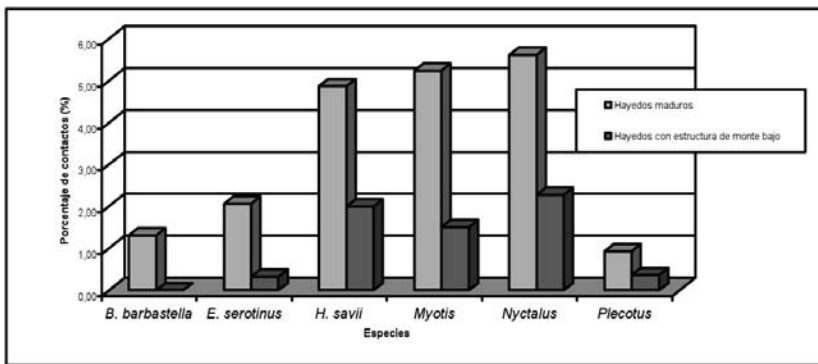


Figura 5. Niveles de actividad de las distintas especies y grupos acústicos de quirópteros entre las dos tipologías de hayedos estructuralmente más diferenciadas.

Se han incluido las especies y grupos acústicos identificados según los patrones de los autores.

Activity levels (% of contacts) of bats species and acoustics groups between the two more different beech forest structures. We include the species and acoustic groups identified.

El análisis de componentes principales (APC) ha diferenciado seis factores independientes, asociados a distintas variables estructurales (Tabla 4). Destaca un primer factor, llamado “madurez” definido por la densidad de árboles mayores a 45 cm de clase de diámetro, la presencia de árboles con malformaciones, el volumen de madera muerta y la densidad de cavidades en tronco. Este factor resume el 22% de la variabilidad. Como factores más importantes (más del 10% de la variabilidad) les sigue en importancia el factor “sotobosque” identificado con estratificación arbustiva (20%) y el factor “estratificación” definido por la densidad

TABLA 4

VARIABLES DESCRIPTIVAS PRINCIPALES DEL HÁBITAT Y *factor loadings* MÁS EXPLICATIVOS DE CADA VARIABLE INDIVIDUAL PARA LOS SEIS FACTORES DISTINGUIDOS POR EL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP) CON ROTACIÓN *varimax raw*. * $p < 0,05$. Se han seleccionado las variables ambientales más ilustrativas de la estructura del hábitat: mezcla de árboles caducifolios, cobertura de los estratos de vegetación según alturas (de 0 m a más de 16m), cobertura de rocas, densidad de árboles pequeños, medianos y grandes, densidad de pies con malformaciones, diámetro normal medio (a 1,3 m del suelo) y volumen de madera muerta en suelo y en árbol. Se incluyen también variables a escala de paisaje: distancia lineal a edificios, cursos de agua y espacios abiertos.

*Variables and factor loadings of each individual variable to six factors of the Principal Components Analysis (PCA) with varimax raw * $p < 0.05$. An environmental variable of habitat structure has been selected: mixture of broadleaf trees, coverage of vegetation as his heights (from 0 to more of 16 m), coverage of rocks, density of trees (small, medium and big), mean dbh, density of malformation trees, and volume of dead wood in the ground and in the live trees. Some environmental variables had being included: distance to the nearby buildings, river and open areas.*

	Madurez Factor 1	Sotobosque Factor 2	Estratificación Factor 3	Rocas Factor 4	Densidad Factor 5	Paisaje Factor 6
Caducifolios (%)						
Cobertura 0-0,25 m (%)						
Cobertura 0,25- 0,5m (%)		0,87				
Cobertura 0,5-1m (%)		0,89				
Cobertura 1-2m (%)		0,79				
Cobertura 2-4m (%)		0,83				
Cobertura 4-8m (%)			-0,89			
Cobertura 8-16m (%)						
Cobertura >16m (%)			0,87			
Cobertura rocas (%)				0,76		
Altura dominante (m)						
D<5 (árboles/ha)						
D5-15 (árboles/ha)					-0,79	
D20-30 (árboles/ha)						
D35-45 (árboles/ha)			0,78			
D>45 (árboles/ha)	0,94					
Malformaciones (árboles/ha)	0,89					
Estacas (árboles/ha)						
Ramas muertas en árbol (m ³ /ha)	0,83					
Ramas muertas en árbol y en suelo (m ³ /ha)	0,91					
Densidad de cavidades en tronco (cavidades/ha)	0,79					
Distancia casa (m)						0,83
Distancia ríos (m)						
Distancia espacios abiertos (m)						0,79
Expl.Var	5,57	4,91	3,92	1,57	2,05	2,23
Prp.Total	0,22	0,20	0,16	0,06	0,08	0,09

de árboles grandes inversamente opuesto a la cobertura de árboles subordinados (16%). Les acompañan el factor rocas (6% de la variabilidad), el factor “densidad” (8%) asociado a los árboles pequeños y medianos por hectárea y el factor “paisaje” (9%) representado por distancias a edificios, ríos y espacios abiertos. El conjunto de los seis factores explican el 83% de la variabilidad estructural del hábitat.

Los modelos generalizados de regresión (GLZ) asocian a los murciélagos especialistas forestales con el factor madurez y con la cobertura de rocas. Por su parte, el gremio de ubiquistas selecciona el factor madurez y negativamente el factor densidad de arbolado (Tabla 5).

TABLA 5

Modelos lineales generalizados (GLZ) de selección del hábitat por quirópteros forestales en hayedos catalanes. Procedimiento por pasos atrás (*P-to-enter*: 0,05, *P-to-remove*:0,05).

Como variables ambientales se han utilizado los factores del APC.

Generalized Linear Models (GLZ) of habitat selection by bats in beech forest of Catalonia.

Backwards method (P-to-enter: 0.05, P-to-remove:0.05).

We used PCA factors as environmental variables.

	Intercept	Factor 1 Madurez	Factor 2 Sotobosque	Factor 3 Estratificación	Factor 4 Rocas	Factor 5 Densidad	Factor 6 Paisaje
Especialistas forestales	-1,33	0,62			1,05		
Ubiquistas	2,51	0,24				-0,45	

La tasa de ocupación de cajas refugio en 2007, al cabo de dos años de su colocación, ha sido del 9,4%. La ocupación ha aumentado considerablemente en 2007 (22 cajas ocupadas) con respecto a 2006 (2 cajas ocupadas). El 88% de las cajas las ha ocupado el nóctulo pequeño (38 ejemplares por lo menos indicios de ocupación en forma de excrementos), el 8,6% el nóctulo grande (3 ejemplares diferentes por lo menos) y el 4,3% restante el murciélago de Nathusius (1 ejemplar). Además se controló un ejemplar de murciélago soprano y otro de orejudo dorado en caja de agateador. La tasa de ocupación ha resultado ser superior en los hayedos con menos registros de actividad en las estaciones de ecolocalización. En concreto, destacan los hayedos entresacados del Parque Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa (31,4%) y los hayedos en monte bajo del Parque Natural del Montseny (20,4 %).

Se ha constatado la utilización de las cajas refugio para murciélagos por parte de otros ocupantes, en especial de pequeñas aves (29,8%), entre las que destaca el herrerillo común (*Parus caeruleus*), que las utiliza para criar y como refugio. El lirón gris (*Myoxus glis*) también ha ocupado a partir del verano algunas cajas (6,4% de ocupación). Para ello, roe la ranura de entrada para ensancharla. Las cajas más utilizadas han sido los cinco viejos refugios instalados en 1999. También se ha constatado una baja utilización por parte de murciélagos de cajas nido para aves insectívoras. De las 150 cajas para párido sólo se ha ocupado un 2% anual en 8 años (1999-2007). En el caso de las cajas para agateador (72 unidades), la ocupación ha sido del 9,7% en dos años (2005 y 2006). Sólo se ha registrado una ocupación en las cajas modelo trepador. En todos los casos la ocupación de nidales de ave se ha efectuado en hayedos entresacados o de monte bajo, nunca en hayedos maduros.

Un dato especialmente interesante es la presencia del nóctulo grande, encontrado en una única localidad en el Parque Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa, primera cita fiable de la especie para Cataluña. Se localizó en caja refugio ya en 2005 y se ha comprobado la hibernada de por lo menos dos machos y una hembra durante estos últimos años, desde noviembre a marzo. También se ha localizado repetidamente por lo menos un macho durante los meses de mayo y junio. Asimismo es de gran interés la ocupación de una caja refugio del Montseny, por parte de un macho de una especie tan poco abundante en la Península Ibérica como el murciélago de Nathusius (Flaquer *et al.* 2005).

DISCUSIÓN

La mayor actividad y riqueza de especies de murciélagos en las estaciones de ecolocalización, se asocia a la madurez del arbolado, representado por el factor “madurez” del APC, tanto en las correlaciones simples entre especies y el factor, como si se toman los resultados de los modelos de selección del hábitat de los gremios (especialistas forestales y ubiquistas). Esta asociación puede tener dos explicaciones: la mayor densidad de cavidades en árbol en los hayedos maduros (Tabla 5) y, probablemente, una mayor disponibilidad trófica en el interior de estos hayedos a causa de su mayor apertura arbórea y heterogeneidad vegetal, que permite una mayor disponibilidad de presas (Kusch 2005). Esta última hipótesis

podría explicar la mayor actividad detectada en una de las localidades de hayedo entresacado, equiparable a la de los hayedos maduros donde, a pesar de la escasez de arbolado maduro, existe una mayor mezcla de especies arbóreas y subarbóreas, como cerezos, robles, fresnos y avellanos.

La mayor actividad y riqueza observada en los lindes con respecto al interior (Figuras 3 y 4) puede verse favorecida por las características de las cavidades en árbol (temperatura, densidad de ramas, etc.) situadas en los lindes de hayedos (Boonman 2000). Igualmente la mayor disponibilidad de insectos en ambientes ecotónicos entre bosque y pasto incrementa la actividad quiróptero-lógica (Russo *et al.* 2004). Finalmente los lindes también pueden ser utilizados como rutas de paso más efectivas que el interior del bosque.

La asociación de los especialistas forestales con la cobertura de rocas que muestra el modelo de selección del hábitat podría interpretarse como una selección positiva de rodales de bosque donde haya cavidades en roca como refugio, recurso complementario a las cavidades en árbol. Es posible que las cavidades en roca sean ocupadas con cierta frecuencia en especial si escasean las buenas cavidades en árbol.

La selección negativa de altas densidades de arbolado (pequeño y mediano) por los ubiquestas parece lógica, dado que estas pueden dificultar el vuelo entre los árboles en búsqueda de alimento.

La mayor utilización de cajas refugio en los hayedos entresacados y de monte bajo refuerza la hipótesis de la preferencia por arbolado maduro e indicaría una dificultad para los murciélagos en encontrar refugios naturales en estos bosques con baja densidad de cavidades naturales. La baja tasa de ocupación en el conjunto de localidades puede explicarse en buena medida por la lenta aceptación por parte de los quirópteros de los refugios artificiales (Benzal 1990, Ciechanowski 2005, López *et al.* 2007). Precisamente las cajas más ocupadas han sido las más viejas (emplazadas como pruebas piloto antes del estudio), las cuales han repetido ocupación un año tras otro, en especial por parte del nóctulo pequeño. La baja aceptación de las cajas de párido puede explicarse por su emplazamiento colgado de rama y expuesto al vaivén por el viento y sobre todo por una mayor competencia por el refugio con los páridos. Por el contrario, la cámara estrecha y el agujero lateral angosto de las cajas modelo agateador pueden explicar su relativo éxito para murciélagos y escaso para páridos, todo lo contrario que las

cámaras amplias y agujeros frontales de gran tamaño de las cajas modelo trepador. Se espera que en los próximos años la aceptación de las cajas especiales para quiróptero se incremente significativamente.

CONCLUSIONES APLICADAS

Los datos obtenidos pueden relacionarse con la gestión forestal y la conservación de los bosques. Los hayedos se han gestionado habitualmente para madera mediante cortas de selección (entresaca u huroneo), con un diámetro normal de corta de 35-45 cm. Tradicionalmente muchos hayedos se han tratado por huroneo negativo, es decir, sacando un gran número de árboles de mejor porte y más gruesos en cada intervención, con lo cual la masa pierde calidad genética y maderera con el tiempo. Hoy en día, el huroneo tiende a abandonarse por unas entresacas planificadas que buscan una mejora de la masa. Las muestras de hayedos con abundancia de árboles que superen estos diámetros (hayedos maduros) son realmente escasas y corresponden a rodales libres de intervenciones madereras desde por lo menos 30-50 años. En algunos casos de gestión maderera se han favorecido hayedos de estructura casi regular, con abundancia de árboles gruesos (de 35-45 cm de diámetro normal, con unos pocos de 50 hasta 60 cm). Estos rodales se han denominado “hayedos maduros gestionados” en este estudio y son bastante más interesantes para los quirópteros (generalistas y especialistas) que los hayedos entresacados más jóvenes o huroneados.

Teniendo en cuenta estos escenarios de gestión, para favorecer las poblaciones de quirópteros forestales es recomendable incrementar las variables de madurez de los bosques aprovechados para madera. La abundancia de árboles grandes y añosos favorecerá la formación de cavidades naturales o producidas por pícidos. Esas cavidades sólo se presentan en abundancia en árboles grandes, de más de 45 cm de diámetro normal y en árboles muertos en pie (Campronon *et al.* 2008).

Por otra parte, favorecer la mezcla arbolada y la estratificación vertical y riqueza del sotobosque puede ser también un factor positivo para incrementar la oferta trófica para los murciélagos.

Al igual que apuntaban Russo *et al.* (2004), la presencia de claros, matorrales y pastos cercanos a las zonas de refugio (interior del bosque) facilita la riqueza y actividad de quirópteros, sin que estos tengan que desplazarse para alimentarse

lejos de las áreas de refugio, en el caso de que en el interior del bosque haya pocos recursos, en especial en los hayedos de arbolado menos desarrollado.

AGRADECIMIENTOS

A Alexis Ribas (Museu de Granollers), Xavier Puig (Galanthus) y Lluís Brotons (CTFC) por su participación técnica en la realización del proyecto. A Judith de Lanuza, Guim da Fonseca, Martí Camprodon, Pep Salvanyà, Fermí Sort y Jaume Soler Zurita por acompañarnos en el trabajo de campo. A Jordi Ruiz-Olmo (Direcció General de Medi Natural, Generalitat de Catalunya) por la confianza depositada en este estudio. A Emili Bassols y Joan Montserrat (Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa), Jordi García-Petit (Parc Natural del Cadí-Moixeró), Enric Vadell (oficina comarcal del Departament de Medi Ambient en Osona) y a Joana Barber (Parc Natural del Montseny) por su apoyo logístico. Dedicamos este artículo a los compañeros del Área de Biodiversidad (CTFC) y del Museu de Granollers por su apoyo y colaboración en todo momento. Este proyecto se ha realizado gracias a la financiación de la Direcció General de Boscos i Biodiversitat del Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.

REFERENCIAS

- AHLÉN, I. Y H. J. BAAGOE (1999). Use of ultrasound detectors for bat studies in Europe: experiences from field identification, surveys, and monitoring. *Acta Chiropterologica*, 1 (2): 137-150.
- BAUCELLS, J., J. CAMPRODON, J. CERDEIRA Y P. VILA.(2003). *Cajas nido y comederos. Guía de las cajas nido y comederos para las aves y otros vertebrados*. Lynx Edicions. Barcelona. 271 pp.
- BENZAL, J. (1990). El uso de cajas anideras para aves por murgielagos forestales. *Ecología*, 4: 207-212.
- BENZAL J. (1991). Population dynamics of the brown long-eared bat (*Plecotus auritus*) occupying bird boxes in a pine forest plantation in central Spain. *Netherlands Journal of Zoology*, 41: 241-249.
- BOONMAN, M. (2000). Roost selection by noctules (*Nyctalus noctula*) and Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *Journal of Zoology London*, 251: 385-389
- BOLUND, L. (1987). *Nest boxes for the birds of Britain and Europe*. Sainsbury Publishing Ltd. UK. 211 pp.
- CAMPRODON, J. (2003). *Estructura dels boscos i gestió forestal al nord-est ibèric: efecte sobre la composició, abundància i conservació dels ocells*. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona. 294 pp.
- CAMPRODON, J. Y D. GUIXÉ (2007). *Ecologia i conservació dels quiròpters forestals en funció de la qualitat i la gestió dels hàbitats*. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya y Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya. Inédito. 191 pp.

- CAMPRODON, J., J. SALVANYÀ Y J. SOLER-ZURITA (2008). The abundance and suitability of tree cavities and their impact on hole-nesting bird populations in beech forests of the NE Iberian Peninsula. *Acta Ornithologica*, 43 (1): 17-31.
- CIECHANOWSKI, M. (2005). Utilization of artificial shelters by bats (Chiroptera) in three different types of forest. *Folia Zoologica*, 54 (1-2): 31-37.
- DONALD, W. T. Y S. D. WEST (1989). *Sampling Methods for bats*. USDA Forest Service Pacific Northwest Research Station. UE. 26 pp.
- FLAQUER, C., R. JARILLO Y A. ARRIZABALAGA (2004). Contribució al coneixement de la distribució de la fauna quiropterològica de Catalunya. *Galemys*, 16 (2): 39-55.
- FLAQUER C., R. JARILLO, I. TORRE Y A. ARRIZABALAGA (2005). First resident population of *Pipistrellus nathusii* (Keyserling and Blasius, 1839) in the Iberian Peninsula. *Acta Chiropterologica*, 7 (1):183-188.
- FLAQUER, C., I. TORRE Y A. ARRIZABALAGA (2007). Selecció de refugis, gestió forestal y conservació de los quiròpteros forestals. Pp. 469-488. En: J. Camprodon y E. Plana (eds.). *Conservació de la biodiversitat y gestió forestal: su aplicació en la fauna vertebrada*. Edicions de la Universitat de Barcelona.
- KUNZ T. H. (1982). Roosting ecology. Pp 1-55. En: T. H. Kunz (ed.). *Ecology of bats*. Plenum press. New York.
- GRINDAL, S. D. Y R. M. BRIGHAM (1999). Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. *Ecoscience*, 6: 25-34
- KUSCH, J. Y S. IDELBERGER (2005). Spatial and temporal variability of bat foraging in a western European low mountain range forest. *Mammalia*, 69 (1):21-33.
- KUSCH, J., C. GOEDERT, C. Y M. MEYER (2005). Effects of patch type and food specialisations on fine spatial scale community patterns of nocturnal forest associated Lepidoptera. *J. Res. Lepid.*, 38: 67-77.
- KUSCH, J., C. WEBER, S. IDELBERGER Y T. KOOB (2004). Foraging habit preferences of bats in relation to food supply and spatial vegetation structures in a western European low mountain range forest. *Folia Zoologica*, 53 (2): 113-128.
- LÓPEZ, M., B. AMENGUAL, Y J. SERRA-COBO (2007). Noves dades dels estudis quiropterològics realitzats al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. *VI Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac*, 125-128. Diputació de Barcelona. Barcelona.
- MCCULLAGH, P. Y J. A. NELDER (1989). *Generalized Lineal Models. Second Edition*. Chapman and Hall. London. 511p.
- MENZEL, J. M., M. A. MENZEL, J. C. KILGO, W. M. FORD, J. W. EDWARDS Y G. F. MCCracken (2005). Effect of habitat and foraging height on bat activity in the coastal plain of south Carolina. *Journal of Wildlife Management*, 69 (1): 235-245.

- OBRIST, M. R. BOESCH Y P. FLÜCKIGER (2004). Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. *Mammalia*, 68 (4): 307-322.
- PALOMO, L. J., J. GISBERT Y J. C. BLANCO (eds.) (2007). *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU. Madrid, 586 pp.
- PARSONS, S. Y G. JONES (2000). Acoustic identification of twelve species of echolocating bat by discriminant function analysis and artificial neural networks. *The Journal of Experimental Biology*, 203: 2641-2656.
- PETTERSSON, L. (1999). *Batsound. Real-time spectrogram sound analysis software for Windows 95*. Pettersson Elektronik AB, Uppsala, Sweden.
- PFALZER, G. Y J. KUSCH (2003). Structure and variability of bat social calls: implications for specificity and individual recognition. *Journal of Zoology, London*, 261: 21-33.
- PREATONI, D. G., M. NODARI, R. CHIRICHELLA, G. TOSI, L. WAUTERS. Y A. MAARTINOLI (2005). Identifying bats from time-expanded recording of search calls: comparing classification methods. *Journal of Wildlife Management*, 69 (4):1601-1614.
- RUSS, J. K., L. O'NEIL Y W. I. MONTGOMERY (1998). Nathusius' pipistrelle bats (*Pipistrellus nathusii*, Keyserling y Blasius 1839) breeding in Ireland. *Journal of Zoology, London*, 245: 345-349.
- RUSS, J. K. (1999). *The Bats of Britain and Ireland. Echolocation Calls, Sound Analysis, and Species Identification*. Alana Ecology Books. 104 pp.
- RUSSO, D. Y G. JONES (2003). Use of foraging habitat by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. *Ecography*, 26: 197-209.
- RUSSO D., L. CISTRONE, G. JONES Y S. MAZZOLENI (2004). Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation*, 117: 73-81.
- SIEMERS, B. M. Y S. SWIFT (2006). Differences in sensory ecology contribute to resource partitioning in the bats *Myotis bechsteinii* and *Myotis nattereri* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 59: 373-380.
- SOKAL, R. R. Y F. J. ROHLF (1995). *Biometry*. Freeman. New York. 887 pp.
- SWYSTUN, M. B., J. M. PSYLLAKIS Y R. M. BRIGHAM (2001). The influence of residual tree patch isolation on habitat use by bats in central British Columbia. *Acta Chiropterologica*, 3 (2): 197-201.
- VAUGHAN, N., J. GARETH, Y S. HARRIS (1997). Habitat use by bats (Chiroptera) assessed by means of a broad-band acoustic method. *Journal of Applied Ecology*, 34: 716-730.

