

DOÑANA

ACTA VERTEBRATA

VOL. 23- Nº 2

DICIEMBRE 1996



Estación Biológica de Doñana
CSIC

DOÑANA - ACTA VERTEBRATA

EDITORES

Carmen Díaz Paniagua y Francisco Palomares

SECRETARIO DE REDACCIÓN

F. Campos

EVALUADORES

Las personas que a continuación se relacionan evaluaron artículos para el volumen 23 (2) de la revista. Con un asterisco se indica quiénes evaluaron dos o más artículos.

J. Aldama, J.F. Beltrán, J.C. Blanco*, R. Borralho, F. Braza, E. Castien*, M. Delibes*, M.C. Escala, E. Fernández Vicioso, J. Gisbert, C. Gortazar, C. Herrera, F. Hiraldo, M.J. López Fuster, M. Martín, E. Montero, C. Nores, P. Palmqvist, J. Pérez Jiménez, R. Real, S. Reig, A. Rodríguez, I. Ruiz Martínez*, J. Ruiz-Olmo, C. Sanjosé, R. Soriguer, A. Travaini*, J. Ventura, C. Vilá, E. Virgos.

Correspondencia: Los manuscritos deben dirigirse al editor. Estación Biológica de Doñana, Apartado 1056, 41080 Sevilla, España, y deben ajustarse a las Normas de Publicación de la revista.

Telf.: (95) 423 23 40

Fax: (95) 462 11 25

E-MAIL: fCampos @ ebd 03. ebd. es

Depósito Legal: SE-87-1977

Diseño Portada: F. Campos y J. López-Rojas
Imprime: Tecnographic, S.L. Polígono Calonge c/ A Parc. 12 - Sevilla

DOÑANA

ACTA VERTEBRATA

VOLUMEN 23, N° 2

Sevilla, 1996



Número monográfico de las II
Jornadas de la Sociedad Española
para la Conservación y Estudio de
Los Mamíferos (SECEM)
Soria 7-9 diciembre 1995

EDITORES: Francisco Palomares y Luis Javier Palomo



La publicación de este número ha sido parcialmente financiada con fondos de la Junta de Andalucía

Las II Jornadas de la SECEM han sido subvencionadas por el Ministerio de Educación y Cultura; el Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente y la Junta de Castilla y León.

SEGUIMIENTO DE UNA REINTRODUCCIÓN DE CORZO (*CAPREOLUS CAPREOLUS*) EN AMBIENTE MEDITERRÁNEO. DISPERSIÓN Y ÁREA DE CAMPEO.

CARME ROSELL^{1,2}, MIGUEL A. CARRETERO¹, SEÁN CAHILL² Y
ANGELS PASQUINA²

¹*Departament de Biologia Animal (Vertebrats). Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona.
Av. Diagonal, 645. 08028 Barcelona. e-mail: llorente @ porthos. bio. ub. es*

²*MINUARTIA, Estudis Ambientals, S.L. Passeig Tres Germanes s/n 08470 Campins.
e-mail: minuartia @ megaiweb. com*

RESUMEN

En el macizo del Montnegre, en la Cordillera Litoral Catalana, se esta llevando a cabo una reintroducción de corzo que se inició en 1993. Durante los años 1994 y 1995 se llevó a cabo un análisis del uso del espacio de 15 corzos adultos translocados (9 hembras y 6 machos), procedentes de las Landes de Gascogne (NW de Francia). El estudio se basó en el uso de técnicas telemétricas y se analizó la distancia de dispersión y también la superficie total utilizada y la de la zona central de actividad. La mayor parte de los individuos se estabilizaron geográficamente a una distancia media de 4,2 km de la suelta, observándose distancias significativamente menores en las hembras (media 2,2 km) que en los machos (media 7,2 km). Además del sexo, otro factor que condiciona la dispersión es el efecto barrera que provoca la presencia de grandes infraestructuras viarias. El área de campeo (MCP 95%) también fue significativamente menor en las hembras (media 392,8 ha) que en los machos (media 1355,6 ha), pero este efecto no se apreció en la superficie de la zona central de actividad (MCP 50%). Se observa una reducción significativa de ambas superficies en los individuos reintroducidos en el segundo año que fueron liberados en puntos próximos a zonas donde se habían establecido otros corzos durante 1994.

Palabras clave: Área de campeo, *Capreolus capreolus*, corzo, dispersión, radioseguimiento, translocación.

ABSTRACT

Monitoring the reintroduction of roe deer (Capreolus capreolus) in a Mediterranean environment. Dispersal and home range.

A reintroduction of roe deer is being undertaken in the Montnegre massif, in the Catalan coastal mountain range. The reintroduction began in 1993 and during 1994 and 1995 analysis was carried out on the use of space by 15 adult roe deer (9 females and 6 males) coming from the Landes de Gascogne (NW France). The study was based on radio-tracking techniques and the dispersal distance was analyzed and also the total area used and home range activity areas. Most of the individuals established themselves at a mean distance of 4.2 km from the release site. Significant differences were found for such distances between females (mean 2.2 km) and males (mean 7.2 km). Apart from sex, another factor which conditions dispersal is the barrier effect caused by the presence of large road networks. Home range area (95% MCP) is

also significantly smaller in females (mean 392.8 ha) than in males (mean 1355.6 ha), but no difference is found between core areas (50% MCP). A significant reduction is detected in both of these areas for individuals translocated during the second year which were released close to areas where other roe deer had established themselves during 1994.

Key words: *Capreolus capreolus*, dispersal, home range, radiotracking, roe deer, translocation.

INTRODUCCIÓN

La translocación de corzos es una actividad cada vez más habitual en gestión de fauna y, aunque con frecuencia se realiza con finalidades cinegéticas, también se han llevado a cabo diversas experiencias con el objetivo de recuperar la especie en espacios naturales protegidos en los que se extinguió (Minuartía 1994, 1995).

Diversas variables pueden condicionar la efectividad de la translocación. En este sentido es interesante considerar la influencia de la edad y sexo de los animales, la localización y características de las zonas receptoras, la época del año en la que se realiza el traslado y también las técnicas de captura, traslado y aclimatación. Pocas translocaciones cuentan con un seguimiento suficientemente detallado para evaluar los parámetros necesarios para determinar su efectividad. En Francia, se han llevado a cabo diversos estudios (Sempéré et al. 1986, Maillard y Fonty 1987, Dubray et al. 1990, Bideau et al. 1990) que analizan, principalmente, la mortalidad, dispersión y, en algunos casos, también la superficie del área de campeo. Otros autores analizan aspectos más específicos como el impacto del turismo sobre los individuos translocados (Bideau et al. 1992) o su alimentación (Ghilhem et al. 1995).

Aunque el área de distribución del corzo en Europa occidental se asocia a ambientes de características eurosiberianas, existen diversas poblaciones en Portugal (Pereira y Pereira 1980), Italia (Perco 1981) y el sur de España (Braza et al. 1989) establecidas en ambientes mediterráneos. En Francia además, se ha puesto de manifiesto una importante expansión natural de la especie en departamentos del arco mediterráneo (Dubray et al. 1991) y también a consecuencia de operaciones de introducción (Bideau et al. 1990).

En Catalunya las reintroducciones de corzos se llevaron a cabo inicialmente en diversos puntos de la cordillera pirenaica, pero recientemente también se han liberado individuos en macizos de las Cordilleras Litoral y Pre-litoral, con dominancia de ambientes mediterráneos. En el macizo del Montnegre, donde se ha realizado el estudio, la suelta de corzos se inició en 1993 y el traslado de individuos se ha mantenido durante 1994 y 1995. Los animales procedían de la población de las Landes de Gascogne, en el noroeste de Francia, una zona llana con cobertura vegetal básicamente dominada por plantaciones de pino marítimo (*Pinus pinaster*). Los corzos fueron captura-

dos con redes, trasladados en cajas individuales y liberados en la zona receptora sin estancias previas en cercados. La captura y transporte se realizó a finales de invierno.

El seguimiento de los animales translocados mediante técnicas de telemetría se ha realizado con el objetivo de analizar diversos parámetros (mortalidad a lo largo del proceso, parámetros reproductores de las hembras, dispersión y zonas de actividad) que permitan valorar si la técnica utilizada es adecuada y también la aclimatación de los corzos a los nuevos ambientes.

El presente estudio aborda únicamente los aspectos de dispersión, superficie y localización de las zonas donde se ha desarrollado la actividad de los individuos translocados.

ZONA DE ESTUDIO

El macizo del Montnegre, de una superficie aproximada de 18000 ha, forma parte de la Cordillera Litoral Catalana y se halla situado entre las comarcas del Maresme, el Vallès Oriental y la Selva (ver Figura 1). Se trata de un área incluida en el *Pla d'Espais d'Interès Natural* de Catalunya y junto con otro sector de la Cordillera Litoral constituye el *Parc Natural del Montnegre - Corredor*.

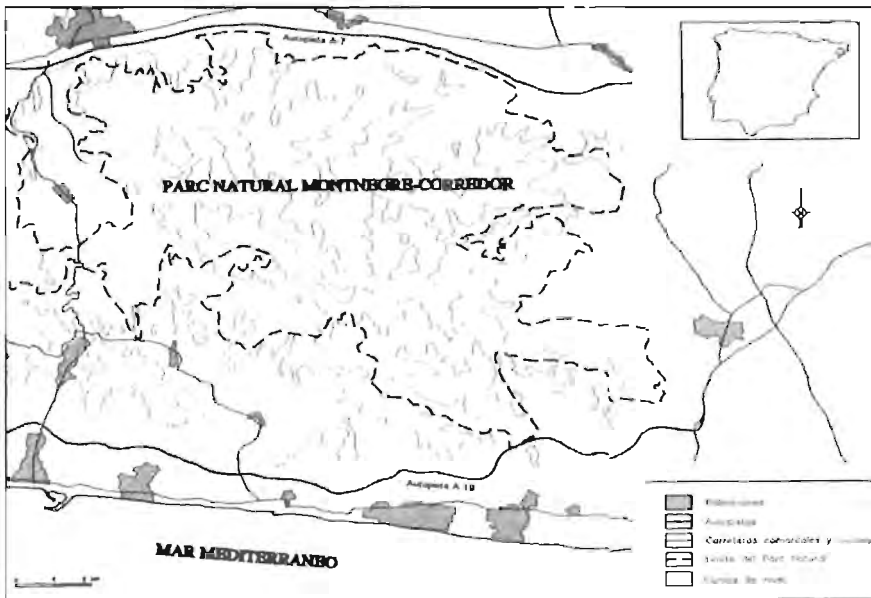


Figura 1. Zona de estudio.
Study area.

El substrato geológico está constituido básicamente por granitos y pizarras que configuran un relieve abrupto con altitudes comprendidas entre los 50 m.s.n.m. y los 762 m.s.m.n. Las temperaturas medias de la zona oscilan entre 13 y 15°C y la pluviosidad anual se sitúa en torno a los 600-800 mm (Servei de Parcs Naturals 1984). La vegetación está básicamente constituida por formaciones forestales entre las que destacan el encinar mediterráneo, los alcornocales y en algunas zonas también pinares de pino blanco (*Pinus halepensis*) y matorrales con estrato arbóreo de pino piñonero (*Pinus pinea*). En los sectores más húmedos de los valles interiores se encuentran también masas de castaños (*Castanea sativa*) y robledales (Servei de Parcs Naturals 1984).

Entre los elementos de la fauna cabe destacar la ausencia de grandes carnívoros y, por lo que respecta a ungulados silvestres, la presencia de una densa población de jabalí (*Sus scrofa*). También hay un pequeño núcleo de ciervos (*Cervus elaphus*) que se escaparon de una finca cercada con finalidades cinegéticas. Antes de las translocaciones, el corzo no existía en el macizo y su presencia en los siglos anteriores no está claramente documentada, si bien se considera probable su presencia. En el año 1994, la población de corzo del macizo estaba constituida por unos 15 individuos y en 1995, después del período de nacimientos y de la nueva translocación, el censo aproximado es de 40 individuos (Minuartia 1994, 1995).

Uno de los elementos más característicos de la zona es la intensa actividad humana que se manifiesta en la proliferación de urbanizaciones en la periferia de la zona protegida. Este factor es especialmente destacable en las vertientes de exposición marina que también se hallan densamente ocupadas por cultivos intensivos dispuestos en terrazas y con frecuencia en invernaderos. También es notoria la presencia de grandes infraestructuras viarias; dos autopistas (una de ellas de reciente construcción) delimitan el macizo por el sector interior, siguiendo el valle del río Tordera y por la zona costera (Figura 1).

MATERIAL Y MÉTODOS

El seguimiento de los animales translocados se realizó aplicando técnicas telemétricas. Un total de 20 individuos fueron marcados y liberados en diferentes puntos y años, pero de cinco de ellos se carece de información; en un caso por la muerte del animal, en dos casos más por la pérdida del collar con emisor y en los dos restantes probablemente por fallo del emisor. Así pues, el análisis incluyó datos de 15 individuos adultos, 9 hembras y 6 machos (Tabla 1), todos ellos equipados con collares emisores marca AYAMA ELECTRONICS modelo TRS3-3V, con una autonomía de 1 año y un rango de frecuencia comprendido entre los 173.084 y los 173.428 MHz. De los individuos translocados en febrero de 1994, se realizó el seguimiento de 8 corzos,

desde el momento de la suelta hasta el mes de agosto. De los individuos translocados en 1995, se incluyeron un total de 7 en el seguimiento que abarcó el mismo período que el año anterior. Aunque algunos emisores han continuado funcionando durante algunos meses más, motivos logísticos impidieron continuar el seguimiento por un período más prolongado.

TABLA 1

Situación y características de los puntos de suelta y número de corzos objeto de seguimiento.

Location and features of the release sites and number of roe deer monitored.

Punto de suelta	UTM 1x1 km	Altitud (m)	Vegetación	1994	1995
1. Els Senglars	31TDG7011	220	encinar mediterráneo	20,10	.
2. Can Crous	31TDG7114	260	encinar mediterráneo y castañar	10,10	.
3. Prat de Can Gran	31TDG6913	100	encinar, matorral mediterráneo y pinos	10,20	10
4. Hortsavinyà	31TDG7114	500	encinar montano con algunos claros	.	20,40

Las localizaciones se realizaron con periodicidad semanal mediante desplazamientos en vehículos todo terreno y a pie, combinadas con localizaciones periódicas que se realizaron desde una avioneta.

Para el análisis de la dispersión y el área de campeo, se consideraron en cada año, dos períodos diferentes. La fase llamada *inicial*, o *de adaptación*, de aproximadamente un mes de duración (entre febrero y marzo) incluyó el tiempo en el cual los animales eran todavía susceptibles de presentar un comportamiento alterado por el efecto de transporte y la llegada a un nuevo ambiente. La fase *posterior* (de abril a agosto) que es en la que se desarrolla ya una actividad supuestamente normal y la mayor parte de individuos han estabilizado sus zonas de actividad. La separación de los dos períodos se realizó porque el tratamiento conjunto de todas las localizaciones introducía distorsiones muy notables en los polígonos que reflejan el área de campeo del animal, ya que algunos individuos realizaron movimientos dispersivos muy extensos durante las primeras semanas después de la suelta. Por otra parte, aunque los distintos individuos estabilizaron sus áreas vitales en distintos momentos, se uniformizó el tratamiento separando las localizaciones del primer mes.

Los datos fueron tratados con el programa RANGES IV (Kenward 1994). La dispersión media de cada corzo se calculó como la distancia en línea recta entre su punto de suelta y el centro armónico de sus localizaciones en el período de actividad analizado. Para calcular la dispersión máxima

se midió la distancia entre dicho punto de suelta y la radiolocalización más alejada. Las áreas de actividad utilizadas por los corzos fueron obtenidas por el método del Mínimo Polígono Convexo (MCP), estableciendo un área cerrada que incluía un cierto porcentaje de las localizaciones. Concretamente, se emplearon el MCP95% para definir el *área de campeo* (excluyendo localizaciones muy ocasionales) y el MCP50% para la *zona central de actividad* (Chapman et al. 1993).

La estadística empleada para realización de comparaciones entre grupos, fue de tipo paramétrico (análisis de la varianza). Se prefirió emplear este tipo de tests debido a que, a diferencia de los no paramétricos usados habitualmente (ver por ejemplo Chapman et al. 1993), permiten discriminar las influencias de varios factores simultáneamente. Se consideró que, siempre y cuando existiera un amplio margen en la significación (bajos p-valores) se podría aceptar que la robustez del test solventaba los posibles problemas debidos a la desviación de la normalidad y homocedasticidad de la muestra.

RESULTADOS

Dispersión

En la Tabla 2 se expone la estadística descriptiva de la dispersión media y máxima comparada entre 1994 y 1995, tanto para el conjunto de los corzos como para ambos sexos por separado. En la Figura 2 se representan gráficamente las dispersiones medias de los diferentes individuos en los dos años de estudio. Tal como se observa en la figura, los animales se dispersan preferentemente hacia las zonas interiores, y en muy pocos casos se dispersan hacia las vertientes expuestas al mar.

No se hallaron diferencias de dispersión media entre ambos años pero los machos se dispersaron más que las hembras independientemente de la temporada de estudio (ANOVA dos vías, factor año $F(1,11) = 0,50$; $p = 0,49$; factor sexo, $F(1,11) = 9,20$; $p = 0,011$; interacción, $F(1,11) = 0,034$; $p = 0,85$). Idénticos resultados se encontraron para los valores de dispersión máxima (ANOVA dos vías, factor año $F(1,11) = 1,54$; $p = 0,23$; factor sexo, $F(1,11) = 15,45$; $p = 0,0023$; interacción, $F(1,11) = 0,0015$; $p = 0,96$).

Las mayores distancias absolutas se observaron en dos machos, que se localizaron a 11,1 km y 14,1 km del punto de suelta. En el segundo caso, el desplazamiento se produjo durante la fase de aclimatación y en la fase posterior el animal retornó a zonas más cercanas al lugar de liberación.

Área de campeo

En la Tabla 3 aparece la estadística descriptiva de las zonas de actividad MCP50% y MCP95% en ambos años y durante las dos fases de estudio.

TABLA 2

Valores comparativos de 1994, 1995 y ambos combinados de la dispersión media y máxima de las localizaciones de los corzos translocados en el Montnegre respecto al punto de suelta. Periodo de estudio abril-agosto. Las características de los puntos de reintroducción se indican en la Tabla 1.

Comparative values of the mean and maximum dispersal from the release site in 1994, 1995, and both combined. Study period April-August. Characteristics of the release sites are shown in Table 1.

	Distancia media (km)			Distancia máxima (km)		
	1994	1995	total	1994	1995	total
♂	7,5 ± 3,4 4	6,7 ± 4,4 2	7,2 ± 3,7 6	9,8 ± 2,8 4	8,0 ± 4,3 2	9,2 ± 2,4 6
♀	3,0 ± 2,0 4	1,6 ± 1,0 5	2,2 ± 1,1 9	3,9 ± 2,4 4	2,0 ± 1,1 5	2,8 ± 1,4 9
Total	5,2 ± 2,5 8	3,0 ± 2,2 7	4,2 ± 1,8 15	6,9 ± 2,8 8	3,7 ± 2,5 7	5,4 ± 2,0 15

media ± intervalo de confianza al 95%
muestra

Hay que hacer notar que la discrepancia de los tamaños muestrales entre las dos fases se debe a que una de las hembras de 1995 sólo pudo ser localizada en una ocasión durante el periodo inicial. Por ello no se conoce su área de campeo en esta fase, aunque sí en la segunda. En la Figura 3 se observa la representación gráfica de los polígonos MCP 50% en el segundo periodo de estudio para cada individuo y durante los dos años. En cuanto al área de campeo (MCP 95%), las diferencias entre el primer mes después de la suelta y el periodo posterior resultaron irrelevantes, pero se detectaron valores más altos de los machos en relación a las hembras, así como una disminución del área ocupada en 1995 respecto a la de 1994 (ANOVA 3 vías, factor año $F(1,21) = 8,90$; $p = 0,007$; factor periodo $F(1,21) = 0,082$; $p = 0,77$; factor sexo, $F(1,21) = 4,86$; $p = 0,038$; interacciones, n.s.). En cambio, cuando se consideró únicamente la zona central de actividad (MCP 50%) para el conjunto de los individuos, se observó un incremento de superficie en el periodo abril-agosto respecto al observado durante el primer mes después de la suelta. También se detectó una fuerte disminución de la zona central de actividad de 1995, respecto a la de 1994, y no se observaron diferencias entre ambos

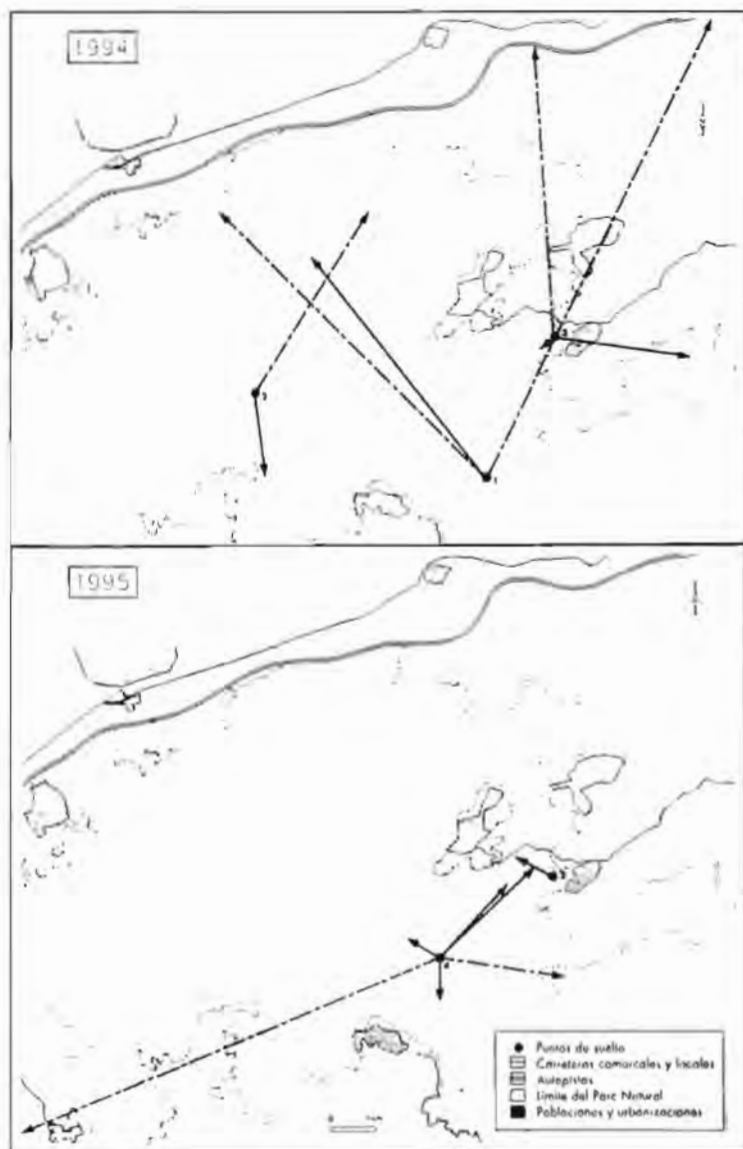


Figura 2. Dispersión media de los corzos liberados a partir de sus puntos de suelta durante la segunda fase del estudio (abril-agosto). En trazo continuo las hembras y en discontinuo los machos.

Mean dispersal from the release site of the roe deer reintroduced during the second study period (April-August). Continuous arrows show females and dashed arrows show males.

TABLA 3

Valores comparativos de las zonas de actividad de los corzos durante los dos años y las dos fases de estudio, estimados por el método del Mínimo Polígono Convexo (MCP), diferenciando el área de campeo (MCP95%) y la zona central de actividad (MCP 50%). Las características de los puntos de reintroducción se indican en la Tabla 1.

Comparative values of the activity areas of roe deer during the two years and the two study periods (February - March and April - August) estimated from the Minimum Convex Polygon (MCP), distinguishing the home range (MCP95%) and the core area (MCP50%). Characteristics of the release sites are shown in table 1.

feb-mar	MCP 95% (ha)			MCP 50% (ha)		
	1994	1995	total	1994	1995	total
♂♂	1831,7±1657,4 4	342,5±182,2 2	1335,3±1241,0 6	53,5±16,7 4	10,8±0,3 2	39,3±19,6 6
♀♀	338,8±73,3 4	125,8±100,0 4	232,3±96,4 8	73,4±34,7 4	24,1±19,4 4	48,8±26,2 8
total	1085,2±977,6 8	198,0±121,7 6	705,0±606,4 14	63,4±20,4 8	19,7±13,9 6	44,7±17,3 14

abr-ago	MCP 95%			MCP 50%		
	1994	1995	total	1994	1995	total
♂♂	1903,0±568,1 4	260,8±62,0 2	1355,6±726,3 6	537,3±302,7 4	20,3±15,6 2	364,9±280,7 6
♀♀	794,8±853,7 4	71,3±30,9 5	392,8±446,6 9	110,6±76,2 4	17,7±14,3 5	59,0±46,1 9
total	1348,9±640,6 8	125,4±69,4 7	777,9±461,7 15	323,9±215,0 8	18,4±11,2 7	181,4±138,3 15

media ± intervalo de confianza al 95%
muestra

sexos (ANOVA 3 vías, factor año $F(1,21) = 10,17$; $p = 0,0044$; factor período $F(1,21) = 5,66$; $p = 0,026$; factor sexo, $F(1,21) = 3,23$; $p = 0,086$).

Si bien el tamaño del área de campeo en abril-agosto y el de su zona central de actividad se correlacionaron significativamente ($R = 0,77$; 27 g.d.l.; $p < 0,001$), la asociación no fue muy acusada (varianza explicada 60%).

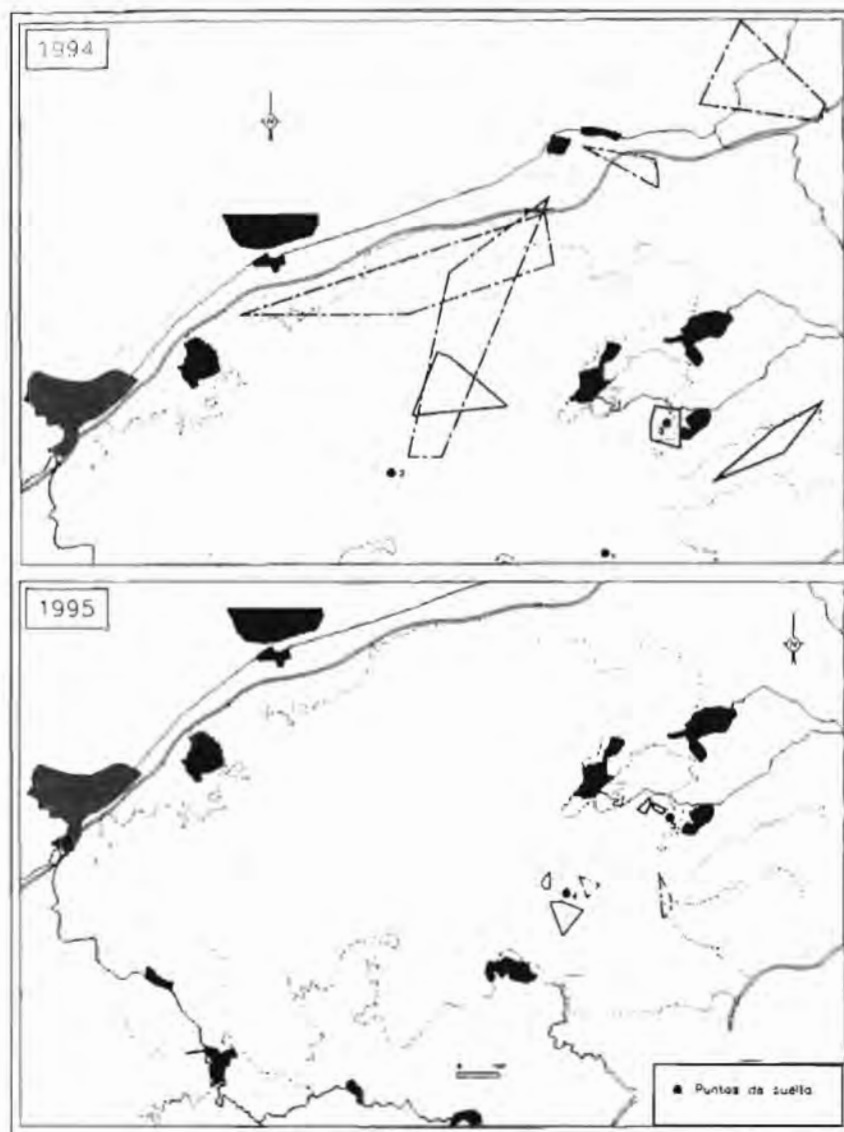


Figura 3. Zonas centrales de actividad (MCP50%) de los corzos reintroducidos durante la segunda fase de estudio (abril-agosto). En trazo continuo las hembras y en discontinuo los machos.

Core areas (MCP50%) of the roe deer reintroduced during the second study period (April-August). Continuous polygons show females and dashed polygons show males.

Dicha correlación, sin embargo, no se obtuvo para el período inicial (febrero-marzo) ni tampoco para ambos años por separado. Asimismo, ni los valores del área de campeo ni los de la zona central de actividad durante la fase inicial se correlacionaron con sus respectivos de la fase abril-agosto.

Por lo que respecta a localización de los polígonos destaca el hecho de que diversos individuos liberados en 1994 se situaron en las partes bajas del macizo, en las proximidades del valle del río Tordera, mientras que ninguno de los animales trasladados en 1995 se ha establecido en esta zona. En este año, la mayor parte de animales establecen sus zonas centrales de actividad en zonas de mayor altitud, relativamente cercanas a los puntos de suelta. Ninguno de los individuos, en los dos años de estudio, ha estabilizado su zona de actividad en las vertientes de exposición marina más cercanas a la costa.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Dispersión

Los resultados obtenidos en otras experiencias de translocación son muy variables y van desde valores similares a los aquí obtenidos (Gaudin et al. 1990, Bideau et al. 1990, Dubray et al. 1990) hasta distancias mucho mayores (Sempéré et al. 1986, Maillard y Fonty 1987). A este respecto conviene remarcar que la magnitud de la dispersión puede venir en gran medida determinada por las características del hábitat en los alrededores del punto de suelta. En el caso de estudio, estos fueron elegidos en función de su idoneidad para la especie (cobertura forestal, baja intensidad de perturbaciones antrópicas) por lo cual sería esperable que una liberación en lugares menos propicios traería como consecuencia un incremento de la dispersión de los animales. Además de la calidad del hábitat, influyen también otros factores como las barreras artificiales (en este caso infraestructuras viarias) que condicionan y limitan los desplazamientos de los corzos en ciertas direcciones (Dubray et al. 1990). Este efecto se observa al norte del área de estudio debido a la presencia de la autopista A-7. No obstante, dicha vía no constituye una barrera total para la dispersión de los corzos puesto que las zonas centrales de actividad de tres individuos (todos ellos machos) se encuentran a ambos lados de la misma (Figura 3). Por el contrario, las perturbaciones ocasionales (molestias debidas a persecuciones de perros, talas forestales, caza) no suelen producir efectos duraderos (Linnell y Andersen 1995). En la zona de estudio, se ha observado que los animales permanecen en sus zonas habituales poco tiempo después de haberse producido en ellas batidas de caza de jabalí.

Los resultados obtenidos indican que además existe un factor interno, concretamente el sexo, que condiciona la dispersión. Los machos se localizan a mayores distancias del punto de suelta, tal como se ha observado también

en otros estudios (Dubray et al. 1990). Este efecto se halla probablemente relacionado con su comportamiento reproductor territorial (Boisaubert y Boutin 1993) que les llevaría a establecer dominios vitales lejos de los de otros machos.

Área de campeo

Las superficies de los dominios vitales aquí observados son muy superiores a las obtenidas para corzos no translocados (Boutin et al. 1992, Vicent y Bideau 1992, Bideau et al. 1993, Chapman et al. 1993, Linnell y Andersen 1995), si bien las diferencias metodológicas en el tratamiento de los datos no permiten una comparación estricta de los mismos. El mismo problema metodológico impide la comparación de los resultados obtenidos con los de otras experiencias de translocación (Sempéré et al. 1986, Bideau et al. 1990, Dubray et al. 1990), en los que las superficies utilizadas son más pequeñas, pero los períodos de estudio también son mucho más cortos y de duración diversa según el estudio.

Los machos muestran un comportamiento exploratorio más marcado que las hembras ya que sus dominios vitales son significativamente mayores, mientras que la superficie de las zonas centrales de actividad son parecidas en ambos sexos. En este sentido, también debe considerarse que durante los meses de mayo y junio se produjeron los nacimientos en la zona de estudio (datos inéditos) y que en este período las hembras muestran las mínimas superficies de área de campeo (Chapman et al. 1993).

En la comparación entre años se observa que en el segundo año de seguimiento (1995) se produce una acusada disminución de las superficies tanto del área de campeo como de la zona central de actividad que, además, se hallan situados en su mayor parte en áreas relativamente próximas al punto de suelta. Este efecto puede ser debido a dos factores, o bien a la presencia de otros corzos establecidos en áreas próximas a los puntos de suelta, o bien, al hecho de liberar más individuos en el mismo punto. No se han detectado otras causas que puedan explicar la variación observada.

Aunque se ha observado una ligera diferencia entre las superficies de la zona central de actividad entre el período de aclimatación y la fase posterior (abril-agosto), hay que tener en cuenta que se trata de dos períodos de distinta duración. Además, en la primera fase los animales se hallan en un período en el que su comportamiento puede estar fuertemente alterado por el traslado reciente a la nueva zona y cualquier perturbación puede generar desplazamientos importantes. Quizás esto contribuye a explicar que la variación interindividual en este período sea tan elevada como en el segundo, aunque éste sea más prolongado (un mes en el primer período y cinco en el segundo).

A la vista de los resultados obtenidos, se pueden realizar algunas recomendaciones aplicables a futuras translocaciones de corzo. La suelta directa

de los animales, sin paso por cercado de aclimatación, no dificulta su estabilización geográfica. Para evitar que los animales realicen amplios movimientos dispersivos es recomendable realizar sueltas de grupos numerosos de individuos en el mismo punto y, si es posible, relativamente próximos a zonas donde se hayan establecido otros corzos. En todo caso, cabe esperar dispersiones mayores en el caso de los machos, que exploran mayores superficies que las hembras.

AGRADECIMIENTOS

El estudio se ha realizado por encargo del Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya, y agradecemos la colaboración y el interés de los técnicos de este Departamento Lluís Marsè, Jordi Padrós y Jordi Ruiz Olmo y también a los miembros de la patrulla aérea del Servei d'Agents Rurals, adscrito a la misma entidad. También agradecemos la participación en las tareas de trabajo de campo, de miembros de la Federació de Caça de Catalunya y de sociedades de caza locales, entre los que destacamos a Salvador Serrat, Joan Hernández, Josep Hernández y Joan Mayneris.

BIBLIOGRAFIA

- BIDEAU, E., J. F. GERARD, L. DESNAUX Y M. PICHON (1992). Roe deer introduction on the Mediterranean. Peninsula of Sainte Lucie (Aude, France). Relationship with tourism. Pp. 601-604 en Spitz, F., Janeau, G., Gonzalez, G. y Aulagnier, S. (eds). Congrès Ongulés Ungulates. IRGN-INRE, Toulouse.
- BIDEAU, E., J. F. GERARD, J. SABATHIE, P. BARGE Y P. MUR (1990). Suivi d'une expérience d'introduction de chevreuils sur la presqu'île méditerranéenne de Sainte Lucie. *Vie Milieu* 40: 237-240.
- BIDEAU, E., J. F. GERARD, J. P. VINCENT Y M. L. MAUBLANC (1993). Effects of age and sex on space occupation by european Roe deer. *Journal of Mammalogy* 74:745-751.
- BOISAUBERT, B. Y J. M. BOUTIN (1993). *Le chevreuil*. Ed Hatier.
- BOUTIN, J. M., J. M. GAILLARD, D. DELORME, G. VAN LAERE, B. B. DOITRAN, Y S. BODARD (1992). Home ranges and movements of roe deer fawns (*Capreolus capreolus*). Pp 277-278 en Spitz, F. G. Janeau, G. González y S. Aulagnier (eds) "Ongulés/Ungulates" 91 IRGM-INRA, Toulouse.
- BRAZA, F., I. VARELA, C. SAN JOSE Y V. CASES (1989). Distribución del corzo, el gamo y el ciervo en España. *Quercus* 16: 4-11.
- CHAPMAN, N. G., K. CLAYDON, M. CLAYDON, P. G. FORDE Y S. HARRIS (1993). Sympatric populations of muntjac (*Muntiacus reevesi*) and roe deer (*Capreolus capreolus*): a comparative analysis of their ranging behaviour, social organization and activity. *Journal of Zoology, London* 229: 623-640.
- DUBRAY, D., J. C. GAUDIN, J. M. BOUTIN, E. BIDEAU Y J. F. GERARD (1990). Suivis radio-téléométriques de deux introductions de chevreuils en

- zone méditerranéenne française. *Bulletin Mensuel Office National de la Chasse* 143: 23-28.
- DUBRAY, D., J. C. GAUDIN, D. REUDET, J. M. CUGNASSE Y C. NOVOA (1991). La récente colonisation de la zone méditerranéenne française par le Chevreuil (*Capreolus capreolus* L.): reconstitution historique, répartition actuelle, caractérisation écologique des milieux fréquentés et perspectives d'avenir. *Bulletin mensuel Office National de la Chasse* 153: 35-46.
- GAUDIN, J. C., D. DUBRAY Y J. M. BOUTIN (1990). Suivi par radiopistage d'une introduction de chevreuils en zone méditerranéenne. *Vie Milieu* 40: 247-250.
- GUILHEM, C., E. BIDEAU, J. F. GÉRARD, K. KHAZRATE Y F. MECHKOUR (1995). Ecologie alimentaire d'une population de chevreuils (*Capreolus capreolus* (L.)) introduite en milieu méditerranéen. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 50: 69-84.
- KENWARD, R. (1994). *Wildlife Radio Tagging*. Academic Press, London.
- LINNELL, J. D. C. Y R. ANDERSEN, (1995). Site tenacity in roe deer: short-term effects of logging. *Wildlife Society Bulletin* 23: 31-35.
- MAILLARD, D. Y F. FONTY (1987). Les lâchers de chevreuils sur les G.I.C. de Lorraine. Réussite ou échec?. *Bulletin Mensuel Office Nationale de la chasse* 115: 35-40.
- MINUARTIA (1994). *Seguiment de la reintroducció de cabirol (Capreolus capreolus) al massís del Montnegre*. Direcció General del Medi Natural. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Barcelona.
- (1995). *Seguiment de la reintroducció de cabirol (Capreolus capreolus) a la Zona Volcànica de la Garrotxa. Any 1995*. Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Olot (Girona).
- PEREIRA, R. Y M. PEREIRA (1992). O Corço (*Capreolus capreolus*) em Portugal. Pp 529-542. *I Reunió Iberoamericana de Zoológos de Vertebrados*. Ministerio de Universidades e Investigación, La Rábida.
- PERCO, F. (1981). Capriolo. en *Distribuzione e biologia di 22 species di Mammiferi in Italia*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma.
- SEMPÉRE, A., B. BOISAUBERT, J. M. BOUTIN Y J. ARNAUD (1986). Analyse des variations saisonnières de l'utilisation de l'espace chez le chevreuil (*Capreolus capreolus*) introduit en milieux ouverts a faible densité de population. *Gibier Faune Sauvage* 3: 393-422.
- SERVEI DE PARCS NATURALS (1984). Pla especial de la Serralada de Marina (sectors del Montnegre i El Corredor). Documents d'informació i inventari.
- VINCENT, J.P. Y E. BIDEAU (1992). Influence of density on spatial and social organization of forest roe deer (*Capreolus capreolus* L. 1758). Pp 267-269 en Spitz, F., G. Janeau, G. González y S. Aulagnier (eds). *Ongulés / Ungulantes 91*. IRGM-INRA, Toulouse

Recibido, 6 febrero 1996; aceptado, 7 mayo 1996

MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE LOS INSECTÍVOROS EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

R. REAL, A. L. MÁRQUEZ, J. C. GUERRERO, J. M. VARGAS Y
L. J. PALOMO

*Departamento de Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga, 29071
Málaga.*

RESUMEN

Se ha realizado un análisis biogeográfico cuantitativo de los insectívoros de la Península Ibérica para identificar fronteras bióticas, asociaciones corológicas de especies y detectar las tendencias geográficas del número de especies. Los procesos que condicionan estos patrones biogeográficos han sido investigados por medio de modelos lineales y logísticos. Para todo ello, se han usado cinco tipos de particiones territoriales de la Península.

Se han detectado dos grandes regiones bióticas, una meridional y otra septentrional, con una zona de transición, y una tercera región menor nororiental. La energía ambiental es la principal causa de la existencia de estas regiones. Se han obtenido cuatro corotipos de insectívoros, que están condicionados principalmente por la disponibilidad de energía ambiental, la heterogeneidad de hábitat y las vías de penetración. Las variaciones del número de especies se explican mejor sobre montañas y llanuras, incrementándose la riqueza específica en las zonas costeras, las cuales presentan mayor humedad relativa en julio, y cerca de los Pirineos, donde la evapotranspiración potencial es menor.

Palabras clave: Biogeografía, corotipo, frontera biótica, insectívoros, modelo logístico, península ibérica, riqueza específica.

ABSTRACT

Distribution patterns of Insectivores in the Iberian Peninsula

We conducted a quantitative biogeographic analysis of Insectivores in the Iberian Peninsula with the aim of 1) identifying biotic boundaries, 2) identifying chorological association of species, and 3) detecting geographical trends of species richness. We have tested the processes affecting these biogeographical patterns by lineal and logistic models, using five types of geographical patchiness.

We detected two major biotic regions, southern and northern, with a transition area between them, and a third minor region in the Northeast. Environmental energy is the main cause of this regionalization. We obtained four chorotypes of species, mainly conditioned by energy availability, habitat heterogeneity and penetration routes. Geographical trends of species richness are best explained on mountains and plains. The number of species is higher close to the coast, where relative humidity is higher in July, and near the Pyrenees, where potential evapotranspiration is lower.

Key words: Biogeography, biotic boundary, chorotype, iberian peninsula, insectivores, logistic model, species richness.

INTRODUCCIÓN

La fauna de insectívoros de la Península Ibérica la componen 14 especies pertenecientes a tres familias distintas: Erinaceidae (2 especies), Talpidae (3 especies) y Soricidae (9 especies). Desde un punto de vista biogeográfico, tanto el citado territorio como el grupo de especies elegido presentan un indudable interés por diferentes razones.

La Península Ibérica es un territorio de 596510 Km² que ocupa una posición estratégica entre Europa y África, con límites geográficos bien diferenciados y una alta heterogeneidad fisiográfica, que ha desempeñado el papel de refugio durante los periodos glaciales cuaternarios (de Lattin 1967). La mayor parte de su superficie pertenece a la región fitogeográfica mediterránea y tan sólo la cornisa norte y el extremo noroccidental se adscriben a la región eurosiberiana (Rivas-Martínez 1984).

El orden Insectivora constituye el grupo más antiguo de mamíferos placentados terrestres (Kowalski 1981) con 422 especies vivientes (Wilson y Reeder 1993), cuya distribución mundial actual abarca todos los continentes y principales islas continentales, a excepción de las regiones australiana y antártica y buena parte de la región neotropical (Nowak 1991). El carácter fosor y semiacuático de algunas familias y géneros da lugar a interesantes modelos de distribución, en función de la limitada capacidad de dispersión de las especies que presentan estas adaptaciones.

La elección de la Península Ibérica como marco de trabajo tiene su justificación en el hecho de que se trata de una unidad biogeográfica independiente en el contexto del Paleártico occidental. Tal circunstancia ha sido comprobada para los insectívoros (Vargas et al. 1993) así como para otros grupos de vertebrados: roedores (Palomo et al. 1994); micromamíferos (Vargas et al. 1993); ofidios (Ramírez et al. 1992) y anfibios (Real et al. 1992a). En todos los casos, salvo para los ofidios, existe una frontera biótica fuerte, en el sentido de McCoy et al. (1986) y Real et al. (1992b), que separa la Península Ibérica del resto de Europa. Además, para los micromamíferos se ha demostrado la existencia de otra frontera fuerte entre la Península Ibérica y el norte de África (Vargas et al. 1995), que es extensiva a insectívoros y roedores considerados de forma independiente.

El comportamiento biogeográfico de los roedores en la Península Ibérica, y en cierta medida el de los micromamíferos, se conoce aceptablemente (Palomo et al. 1994, Vargas et al. 1988). Sin embargo no es este el caso de los insectívoros *sensu stricto*. Por tal motivo, el presente trabajo consiste en un análisis biogeográfico cuantitativo (véase Birks 1987) de los insectívoros de la Península Ibérica, de acuerdo con los siguientes objetivos:

- 1.- Identificación de las posibles regiones bióticas significativas existentes en la Península Ibérica para el taxón considerado.
- 2.- Detección de agrupaciones corológicas significativas de especies.

3.- Establecimiento de las tendencias geográficas de la riqueza específica y de los procesos causales que las condicionan.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

Inicialmente se dividió la Península Ibérica en 257 cuadrículas UTM de 50 x 50 Km que se utilizaron como unidades geográficas operativas (OGUs) básicas. Las cuadrículas incompletas, periféricas al ámbito territorial considerado, se individualizaron, se agruparon entre sí o se asignaron a las cuadrículas vecinas de acuerdo con los criterios de Rey (1984). Otras cuatro divisiones territoriales de índole geográfica fueron también consideradas: cuencas hidrográficas (nº OGU = 11) (Real 1991); montañas y llanuras (n = 12) (Palomo et al. 1994); regiones naturales (n = 17) (Dantón en Varios autores 1980); regiones fisiográficas y geológicas (n = 22) (Hernández-Pacheco en Varios autores 1980).

La distribución de las 14 especies de insectívoros en la Península Ibérica procede del archivo informatizado de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos (SECEM), actualizado a 31-12-95, a partir de cuadrículas UTM de 50 x 50 Km (Tabla 1). Cada cuadrícula fue posteriormente asignada a la unidad geográfica correspondiente (OGU) de cada una de las cuatro divisiones territoriales consideradas para la Península Ibérica.

Análisis de clasificación de áreas

Para cada una de las divisiones territoriales se procedió del siguiente modo:

1.- Se construyó una matriz de presencias y ausencias de las 14 especies de insectívoros en las n OGU correspondientes. Para cada par de localidades se aplicó el índice de similitud de Baroni-Urbani y Buser (1976), cuyas ventajas de uso en Biogeografía han sido tratadas por Vargas (1993).

2.- Una vez obtenida la matriz de similitudes se calculó la significación de cada valor de similitud a partir de la tabla probabilística de Baroni-Urbani y Buser (1976). De este modo se construyó una matriz de similitudes estadísticamente significativas, en la que cada valor del índice de Baroni-Urbani y Buser se substituye por +, - y 0 según sea significativamente superior, inferior o compatible con el valor esperado por azar, respectivamente.

3.- Como método de clasificación se utilizó el UPGMA. Tal elección se realizó porque su algoritmo aglomerativo es el que menor distorsión provoca respecto de los valores originales de similitud (Sneath y Sokal 1973) y comparado con otros métodos resulta más ventajoso (Belbin y McDonald 1993). Los resultados obtenidos se han representado gráficamente mediante un dendrograma.

TABLA 1

Número de cuadrículas U.T.M. (50 x 50 km) ocupadas por las especies de insectívoros ibéricos y número de citas utilizadas a partir del archivo SECEM actualizado a 31-12-95.

Number of U.T.M. squares (50 x 50 km) occupied by Iberian Insectivores, and total number of records found in SECEM files, updated to 31-12-95.

Especies	Nº de cuadrículas	Nº de citas
<i>Erimacrus europaeus</i>	148	794
<i>Atelerix algirus</i>	23	93
<i>Talpa europaea</i>	41	303
<i>Talpa occidentalis</i>	103	471
<i>Galemys pyrenaicus</i>	53	216
<i>Sorex coronatus</i>	41	400
<i>Sorex granarius</i>	32	122
<i>Sorex minutus</i>	68	487
<i>Sorex araneus</i>	8	75
<i>Neomys foliens</i>	38	322
<i>Neomys anomalus</i>	99	417
<i>Suncus etruscus</i>	100	613
<i>Crocidura russula</i>	197	1478
<i>Crocidura suaveolens</i>	48	199

4.- En cada bifurcación del dendrograma se comprobó la existencia de segregaciones significativas entre las OGU's correspondientes, según el método de McCoy et al. (1986) modificado por Real et al. (1992b) y Márquez et al. (en prensa), comenzando por las bifurcaciones que poseen mayor similitud hasta llegar a las que presentan los valores más bajos. Para cada bifurcación se tomó la submatriz de similitudes significativas de las OGU's correspondientes. Dicha submatriz se dividió en tres zonas: una zona A y otra B, que corresponden a cada uno de los grupos de OGU's separados por la bifurcación, y una tercera zona A x B que corresponde a la intersección de los dos grupos.

Las OGU's separadas por la bifurcación se consideraron dos regiones biogeográficas distintas cuando las similitudes mayores de lo esperado por azar (+) tienden a repartirse entre las zonas A y B pero no en A x B, donde dominan los valores compatibles con el azar (0). En este caso se trata de una frontera débil. Si las similitudes más bajas de lo esperado por azar (-) se concentran en A x B pero no en A ni en B, se trata entonces de una frontera fuerte que separa los dos grupos de OGU's comparados.

Las cuatro regionalizaciones obtenidas sobre los correspondientes sistemas de OGU's empleados se sometieron a un análisis de consenso (Palomo et al. 1994). Para ello se superpusieron las fronteras resultantes en cada caso, dando lugar a la configuración de un nuevo sistema de OGU's que se sometió a un análisis de clasificación, siguiendo el mismo procedimiento hasta aquí descrito.

Análisis de clasificación de especies

Básicamente el procedimiento seguido en este apartado es similar al anterior pero, en este caso, se trata de detectar si existen agrupaciones de especies estadísticamente significativas, denominadas corotipos o elementos bióticos (Baroni-Urbani et al. 1978, Birks 1987), o si, por el contrario, las especies se distribuyen independientemente unas de otras. Procede aclarar que un corotipo puede llegar a estar constituido por una sola especie, siempre y cuando se segregue del resto y su área de distribución no se asocie con el de ninguna otra especie. Este tipo de análisis se realizó sobre las 257 cuadrículas UTM de 50 x 50 Km de la Península Ibérica.

Relación de las regiones bióticas y los corotipos con las variables ambientales

Para analizar los efectos de algunas variables geográficas y ambientales sobre la pertenencia de las OGU a cada región biótica, y sobre las presencias y las ausencias de cada corotipo en las 257 cuadrículas, se utilizó una regresión logística del tipo:

$$p = \frac{e^y}{1 + e^y} \quad (1)$$

donde p es la probabilidad de que el OGU pertenezca a la región o la probabilidad de presencia del corotipo en la cuadrícula, e es la base de los logaritmos neperianos, mientras que y es una ecuación de regresión del tipo:

$$y = a + bx_1 + cx_2 + \dots + nx_n \quad (2)$$

donde x_n son aquellas variables que mejoran la significación estadística del modelo de regresión.

La bondad de ajuste se comprueba por medio de una χ^2 . La estimación de los parámetros a, b, ..., n en la ecuación (2) se obtuvo por la máxima probabilidad y fue comprobada con la prueba de Wald (Wald 1943).

Los patrones de distribución de la riqueza específica y sus factores causales

Con objeto de detectar las tendencias geográficas exhibidas por la riqueza específica de los insectívoros en la Península Ibérica, así como de la distribución de los corotipos, se han considerado las siguientes variables: longitud geográfica (LO), latitud (LA), distancia mínima a los Pirineos (DMP), altitudes máxima, media y mínima (A_1 , A_2 , y A_3), gama de altitud ($A_1 - A_3$), distancia mínima al Estrecho de Gibraltar (DME) y distancia mínima a la costa (DMC). Todos estos valores han sido calculados para cada cuadrícula de

50 x 50 Km a partir de los mapas del Servicio Geográfico del Ejército (1975, 76, 77, 79, 82, 83 y 86).

Una vez establecidas las tendencias geográficas se procedió a investigar los factores causales de dichas tendencias. Para ello se pusieron a prueba las siguientes hipótesis:

1.- Rutas ibéricas de penetración. Tanto el istmo de la Península Ibérica como el Estrecho de Gibraltar han podido ser utilizados como las principales rutas de penetración de diferentes especies, en cuyo caso serían las responsables de la distribución actual de la riqueza específica y de algunos corotipos.

2.- Estabilidad climática (Klopfer 1959). Los ambientes climáticamente más estables permitirán la coexistencia de mayor número de nichos y, por lo tanto, favorecerá el incremento del número de especies.

3.- Favorabilidad-severidad (Richerson y Lum 1980). La riqueza específica y los corotipos se verán favorecidos cuando los valores medios de las variables ambientales representen el rango óptimo para las necesidades fisiológicas de las especies.

4.- Disturbios moderados (Connell 1978). Los disturbios ambientales de magnitud y frecuencia intermedia mantendrán la mayor diversidad de especies, ya que impiden que transcurra el tiempo suficiente para que se produzcan fenómenos interespecíficos de competición y exclusión, permitiendo, sin embargo, que las especies se recuperen después de la perturbación.

5.- Energía ambiental disponible (Connell y Orias 1964). El número de especies y los corotipos pueden verse limitados por la falta de energía ambiental disponible.

6.- El número de especies tiende a incrementarse conforme mayor disponibilidad de recursos posean, a lo largo de un gradiente de recursos que va desde extremadamente pobres a moderados (Tilman 1982). En esta última situación la riqueza específica será máxima y decrecerá conforme los recursos se hagan más abundantes.

7.- Heterogeneidad de hábitat (Pianka 1966). Conforme más heterogéneo y complejo sea el ambiente físico más diversas y complejas serán las comunidades que lo habitan.

En la Tabla 2 se recogen las variables geográficas y ambientales asignadas a cada una de las hipótesis.

Para analizar la posible dependencia de la riqueza específica respecto de alguna combinación de las variables geográficas y ambientales en las distintas parcelaciones que se analizan, se realizó un Análisis de Regresión Múltiple por Pasos del número de especies sobre dichas variables, siempre que no se hubiera encontrado evidencia en contra de la normalidad de tales variables. Por otra parte, debido a que no siempre las relaciones entre la riqueza de especies y las variables ambientales son lineales y univariantes, se comprobó si un modelo logístico múltiple podía proporcionar una explica-

TABLA 2

Relación de variables ambientales asociadas a las hipótesis explicativas de la variación de la riqueza específica de insectívoros en la Península Ibérica.

Environmental variables related to the hypotheses used to explain the geographical trends in species richness of Insectívoros in the Iberian Peninsula.

Variables	Código	Hipótesis explicativas
Distancia al istmo ⁽¹⁾	DI	Vías de penetración
Distancia al estrecho de Gibraltar ⁽¹⁾	DE	Vías de penetración
Gama de altitud ⁽¹⁾	GA	Heterogeneidad de hábitat
Precipitación máxima en 24 horas ⁽²⁾	Pm	Disturbios de escala intermedia
Precipitación media anual ⁽²⁾	P	Favorabilidad, productividad
Días anuales de precipitación ⁽²⁾	DP	Estabilidad climática
Evapotranspiración potencial ⁽²⁾	EP	Severidad, disponibilidad de energía
Evapotranspiración real ⁽²⁾	ER	Disponibilidad de energía
Humedad relativa en enero a las 7 horas ⁽²⁾	HE	Favorabilidad climática
Humedad relativa en julio a las 7 horas ⁽²⁾	HJ	Favorabilidad climática
Gama de humedad relativa ⁽²⁾	GH	Estabilidad climática
Horas anuales de insolación ⁽²⁾	HI	Severidad, disponibilidad de energía
Radiación solar ⁽²⁾	RS	Severidad, disponibilidad de energía
Temperatura media de enero ⁽²⁾	TE	Disponibilidad de energía
Temperatura media de julio ⁽²⁾	TJ	Severidad, disponibilidad de energía
Temperatura media anual ⁽²⁾	T	Severidad, disponibilidad de energía
Gama de temperatura ⁽²⁾	GT	Estabilidad climática
Precipitación máxima relativa ⁽²⁾	PMR	Disturbios de escala intermedia
Evapotranspiración potencial absoluta ⁽²⁾	EPA	Disponibilidad de energía
Evapotranspiración real absoluta ⁽²⁾	ERA	Disponibilidad de energía
Irregularidad pluviométrica ⁽³⁾	IR	Estabilidad climática
Escorrentía ⁽⁴⁾	E	Disponibilidad de energía
Número de pisos bioclimáticos ⁽⁵⁾	NP	Heterogeneidad de hábitat
Número de sectores fitogeográficos ⁽⁵⁾	NS	Heterogeneidad de hábitat

Fuentes: ⁽¹⁾ Mapas a escala 1:800.000 (Servicio Geográfico del Ejército, 1975, 1976, 1977 y a escala 1:200.000 (Servicio Geográfico del Ejército, 1979, 1982, 1983, 1986). ⁽²⁾ Mapas meteorológicos de Font (1983). ⁽³⁾ Montero de Burgos y González Reboljar (1974). ⁽⁴⁾ Mapa Hidrológico Nacional (Instituto Geológico y Minero de España, 1979). ⁽⁵⁾ Rivas-Martínez (1985).

ción mejor para los patrones de riqueza específica detectados. El modelo logístico utilizado ha sido el siguiente:

$$S = \frac{\text{Min} + e^y \times \text{Max}}{1 + e^y} \quad (\text{A})$$

donde S es el número de especies, Min y Max representan el número mínimo y máximo, respectivamente, a los que teóricamente tiende la función, mientras que Y es una ecuación de regresión del tipo:

$$y = a + bx_1 + cx_2 + \dots + nx_n \quad (\text{B})$$

Los valores iniciales de los parámetros a, b, c...n, y las variables x_1, \dots, x_n necesarias para ajustar el modelo (A) se obtienen aplicando una Regresión Múltiple por Pasos a la variable Y1, que se relaciona de la siguiente forma con el número de especies:

$$Y1 = \text{Ln} \left(\frac{S-m}{M-S} \right) \quad (\text{C})$$

donde S es el número de especies, m el número mínimo de especies observado menos uno y M el número máximo de especies observado más uno.

Una vez que la Regresión Múltiple por Pasos nos ha identificado las variables que mejor explican Y1 (C), éstas con sus parámetros iniciales correspondientes (B) se incorporan al modelo (A).

RESULTADOS

Regiones biogeográficas

Los análisis de clasificación de OGU's en la Península Ibérica, a partir de la matriz de presencia/ausencia de las 14 especies de insectívoros pone de manifiesto la existencia de al menos tres regiones biogeográficas, cuya configuración y límites dependen del sistema de OGU's empleado en cada caso (Figura 1).

Los resultados obtenidos del análisis de consenso entre las cuatro regionalizaciones ibéricas son similares a los obtenidos sobre cuencas hidrográficas. La principal diferencia reside en la aparición de una región de transición en el mapa de consenso entre la mayor de las regiones septentrionales y la región meridional, que no se puede detectar a nivel de las cuencas hidrográficas (Figura 1).

En la Tabla 3 se caracterizan mediante regresiones logísticas las fronteras bióticas obtenidas en cada uno de los sistemas de OGU's utilizados.

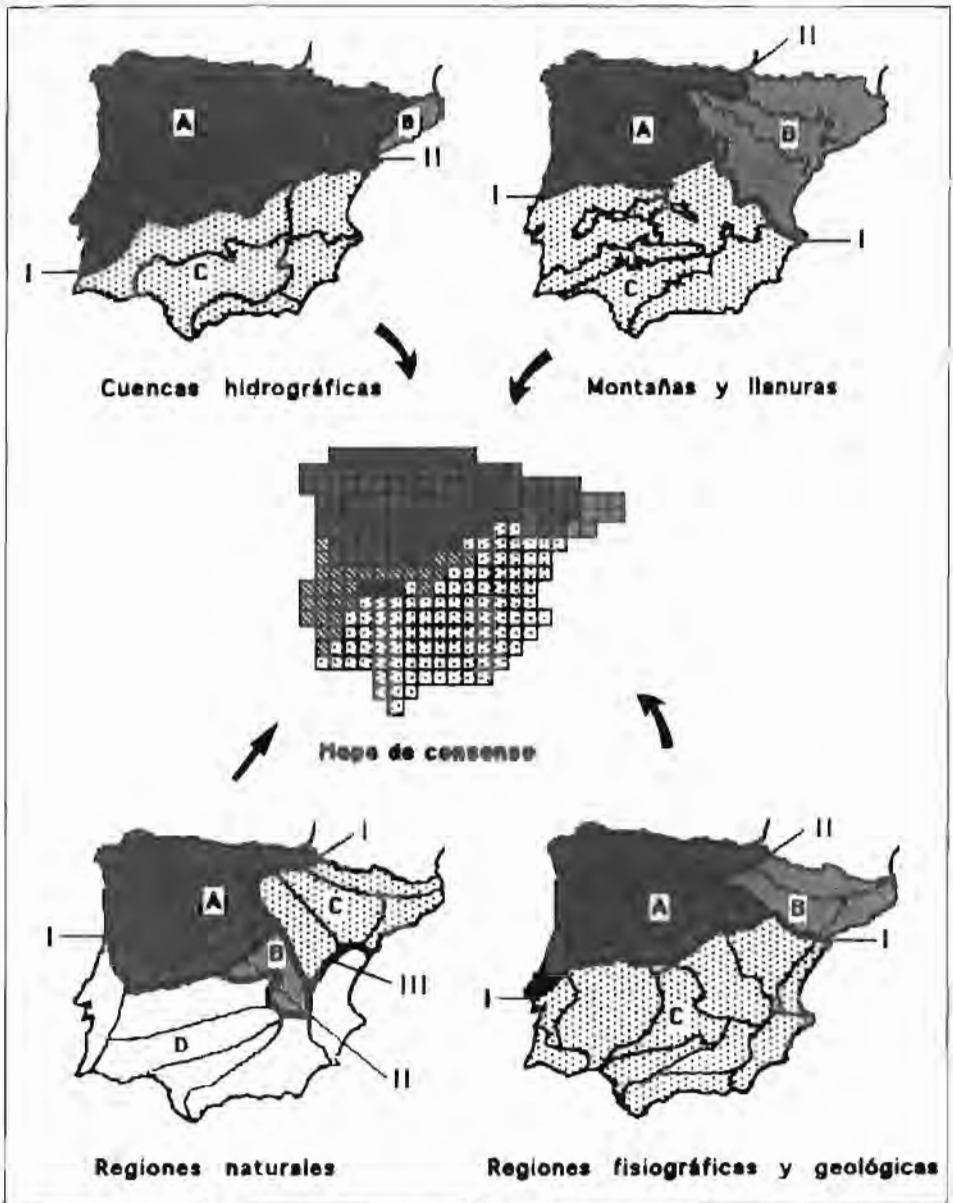


Figura 1. Sectorizaciones de la Península Ibérica según los sistemas de OGU empleados. El mapa de consenso representa la regionalización obtenida sobre cuadrículas U.T.M. de 50 x 50 Km al superponer los resultados de las cuatro sectorizaciones.

Biotic regions of the Iberian Peninsula inferred from different types of OGU. The consensus map shows the regionalization obtained on squares U.T.M. 50 x 50 Km after superposing the results from the other OGU.

TABLA 3

Caracterización ambiental de las fronteras bióticas obtenidas mediante regresiones logísticas. A, B, C y D corresponden a las regiones biogeográficas de la figura 1.

Environmental characteristics of the biotic boundaries, obtained by logistic regression. A, B, C, and D refer to the biogeographic regions in figure 1.

	FRONTERA	CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL	Porcentaje de OGUs explicadas	
CUENCAS	I	$y = 82,490 - 5,940T$	100 (A + B)	80 (C)
	II	$y = -172,826 + 38,406RS$	100 (A)	100 (C)
MONTAÑAS	I	$y = -57,600 + 0,072EP$	83,33 (A+B)	83,33 (C)
	II	$y = 125,653 - 5,567PMR$	100 (A)	100 (A)
COMARCAS	I	$y = -48,148 + 0,0604EP$	90 (A+B)	85 (C+D)
	II	$y = 9,537 + 9,649TE$	100 (A)	100 (B)
	III	Sin explicación por regresión logística	- (C)	- (D)
REG. FISIOGR.	I	$y = -16,053 + 2,986RS + 0,081TJ$	70 (A+B)	91,67 (C)
	II	Sin explicación por regresión logística	- (A)	- (B)

Los corotipos

En función del distinto grado de solapamiento de las áreas ibéricas de distribución de las especies estudiadas, se ha detectado la existencia de cuatro corotipos (Figura 2). Las tendencias geográficas y ambientales de los citados corotipos, calculadas a partir de regresiones logísticas sobre las correspondientes variables, se recogen en la Tabla 4.

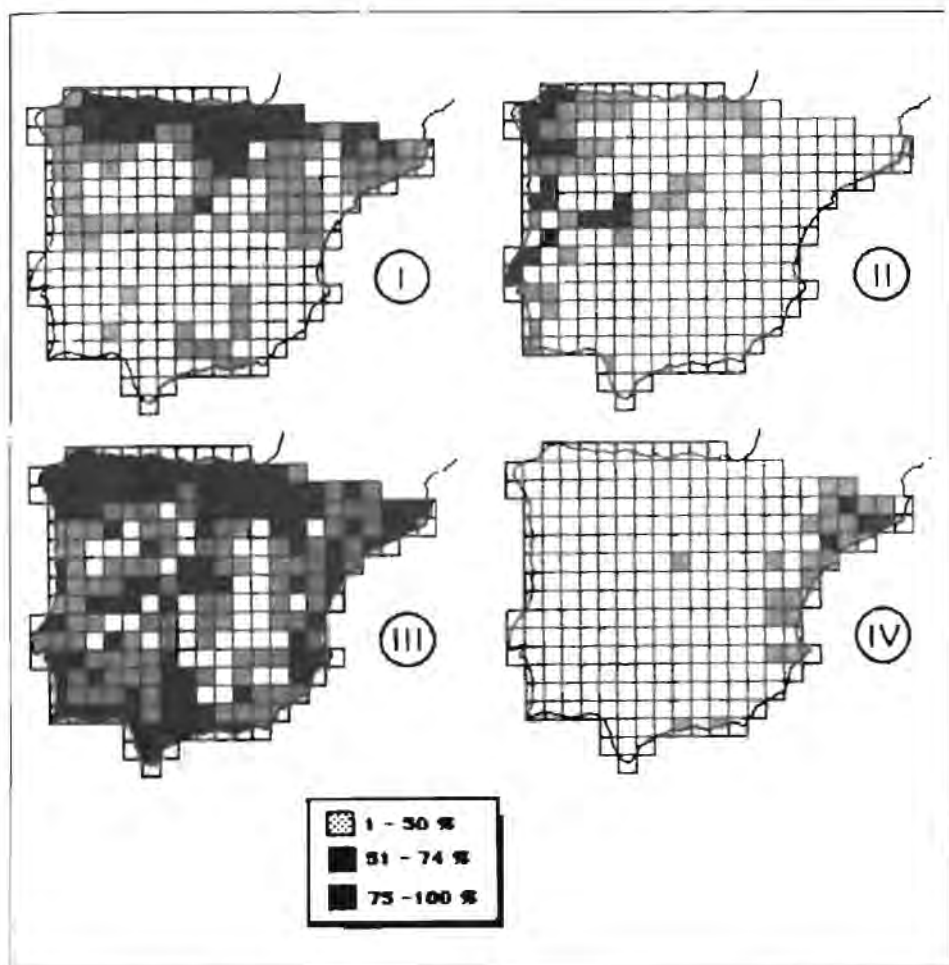


Figura 2. Distribución de los corotipos ibéricos de insectívoros en las cuadrículas U.T.M. de 50 x 50 Km.

Distribution of the Iberian chorotypes of Insectivores on the squares U.T.M. 50 x 50 Km.

TABLA 4

Tendencias geográficas y ambientales de los corotipos ibéricos de insectívoros, obtenidas a partir de las regresiones logísticas, sobre cuadrículas U.T.M. de 50 x 50 Km (n=257).

Geographical and environmental trends of Iberian chorotypes of Insectivores, obtained from logistic regressions on the squares UTM 50 x 50 km (n=257).

COROTIPO	TENDENCIAS GEOGRAFICAS	Porcentaje explicado	
		Ausencias	Presencias
I	$y = -41,8312 + 0,162LA - 0,0102DC + 0,0025AM$	88,65	81,90
II	$y = -29,7201 + 0,0093LO + 0,0104LA - 0,0023Am + 0,0009AM$	93,37	59,02
III	$y = -10,627 + 0,0056LA + 0,0075DC - 0,0033Am + 0,0009AM$	21,95	96,76
IV	$y = 15,6391 - 0,0211LO - 0,0065LA$	98,25	65,52
TENDENCIAS AMBIENTALES			
I	$y = -2,4201 - 0,0059DI + 0,0020GA + 0,0032P + 0,0695HJ - 0,3152T$	90,78	84,48
II	$y = 1,5199 + 0,0839DP - 0,1095HJ + 0,8859RS - 0,1365GT$	93,37	63,93
III	$y = 7,8056 + 0,0058E - 0,0927GH - 0,2623GT + 0,1973T$	26,83	96,30
IV	$y = 20,2481 - 0,0074DI - 0,0549DP - 0,2204HE + 0,9701NP$	97,37	62,07

El corotipo I (6 especies: *S. coronatus*, *S. minutus*, *N. fodiens*, *N. anomalus*, *T. europaea* y *G. pyrenaicus*) tiene una distribución fundamentalmente septentrional, con tendencia a ocupar zonas de altitud y próximas a la costa (véanse Figura 2 y Tabla 4). Las dos especies del corotipo II (*S. granarius* y *C. suaveolens*) tan sólo se solapan en la porción noroccidental de la Península Ibérica, en zonas de montaña. El corotipo III (4 especies: *E. europaeus*, *C. russula*, *T. occidentalis* y *S. etruscus*) es el que presenta una distribución más generalista y se caracteriza por la tendencia a ocupar zonas próximas a la costa, septentrionales y montañosas. El corotipo IV (2 especies: *A. algirus*, *S. araneus*) presenta un areal restringido a las zonas norte y oriental de la Península.

Vale la pena comentar que en el corotipo III el porcentaje de ausencias explicado es inferior al 50 %. Por ello, se procedió a realizar una nueva regresión logística para este corotipo, eliminando la primera variable seleccionada por la regresión original (DC), con objeto de comprobar si existía una nueva combinación de variables con mayor poder explicativo. El resultado fue negativo y las variables implicadas las mismas, de modo que la ecuación reflejada en la Tabla 4 corresponde a la primera regresión realizada.

Los factores que condicionan las tendencias geográficas de los corotipos ibéricos de insectívoros se reflejan en la Tabla 4. De nuevo, el porcentaje de ausencias explicado para el corotipo III es inferior al 50 %. En este caso tampoco se ha podido obtener una ecuación con mayor poder explicativo, procediendo de' mismo modo que con las tendencias geográficas. Por ello, la ecuación de la Tabla 4 corresponde al cálculo original.

La riqueza específica

El patrón de distribución de la riqueza específica de insectívoros en la Península Ibérica difiere en función del sistema de OGU's considerado. En el caso de las cuencas hidrográficas y de las regiones naturales, la misma variable actúa como predictora del número de especies, circunstancia que tan sólo se da parcialmente entre las montañas y llanuras y las regiones fisiográficas y geológicas (Tabla 5).

Las montañas y llanuras ibéricas han resultado ser el sistema de OGU's donde con mayor precisión se manifiestan las variaciones geográficas de la riqueza específica del grupo investigado, dado que el R^2 de la regresión múltiple por pasos sobre las variables geográficas es mayor que el obtenido al utilizar los restantes sistemas de OGU's. Se ha puesto así de manifiesto que en las montañas y llanuras ibéricas el número de especies disminuye al aumentar la distancia a los Pirineos, lo que se corresponde con un efecto peninsular, y al aumentar la distancia a la costa.

Los factores causales de las tendencias geográficas de la riqueza específica se determinaron a partir de regresiones múltiples lineales y logísticas. En la Figura 3 se representan los ajustes de las funciones que mejor predicen las tendencias geográficas del número de especies de insectívoros en cada

TABLA 5

Tendencias geográficas de la riqueza específica de insectívoros en la Península Ibérica. Abreviaturas como en la tabla 2.

Geographical trends of species richness of Insectivores in the Iberian Peninsula. Abbreviations as in table 2.

	Tendencias geográficas	R ²
CUENCAS	LA (+)	0,712
MONTAÑAS	DI (-), DC (-)	0,884
COMARCAS	LA (+)	0,745
REG. FISIOGR.	DI (+), LO (+), AM (+)	0,804

uno de los sistemas de OGU's utilizados. De nuevo, sobre las montañas y llanuras se explica un porcentaje de varianza mayor que en las otras particiones del territorio ($R^2 = 0,923$). Este valor es también superior al obtenido para las tendencias geográficas de la diversidad sobre las montañas y llanuras, lo que evidencia el poder explicativo de la función obtenida en relación al patrón geográfico detectado.

La hipótesis de la favorabilidad-severidad resulta ser la que mejor explica la variación espacial de la riqueza específica de insectívoros a través de las montañas y llanuras de la Península Ibérica. De las dos variables que intervienen en la función logística múltiple, una de ellas (HJ) está relacionada con la favorabilidad climática y correlaciona positivamente con los valores de riqueza específica. La segunda variable (EP) es indicativa de estrés climático y correlaciona negativamente con la riqueza específica. Ello significa, en términos biológicos, que la distribución de los insectívoros en la Península Ibérica se ve favorecida en las montañas y llanuras que poseen mayor humedad relativa media durante el mes de julio y menor evapotranspiración potencial anual.

DISCUSIÓN

Las regiones biogeográficas

Diversos autores han propuesto varios patrones sectoriales para la Península Ibérica, basándose en la repartición de distintos grupos de especies animales y vegetales. En este sentido, cabe distinguir la existencia de tres patrones distintos. El primero de ellos diferencia una zona atlántica (noroccidental) y otra mediterránea (suroriental), sin hacer referencia a un grupo concreto de especies (Udvardy 1969, Sanchíz 1981). El segundo patrón está configurado por tres regiones biogeográficas relacionadas con las ver-

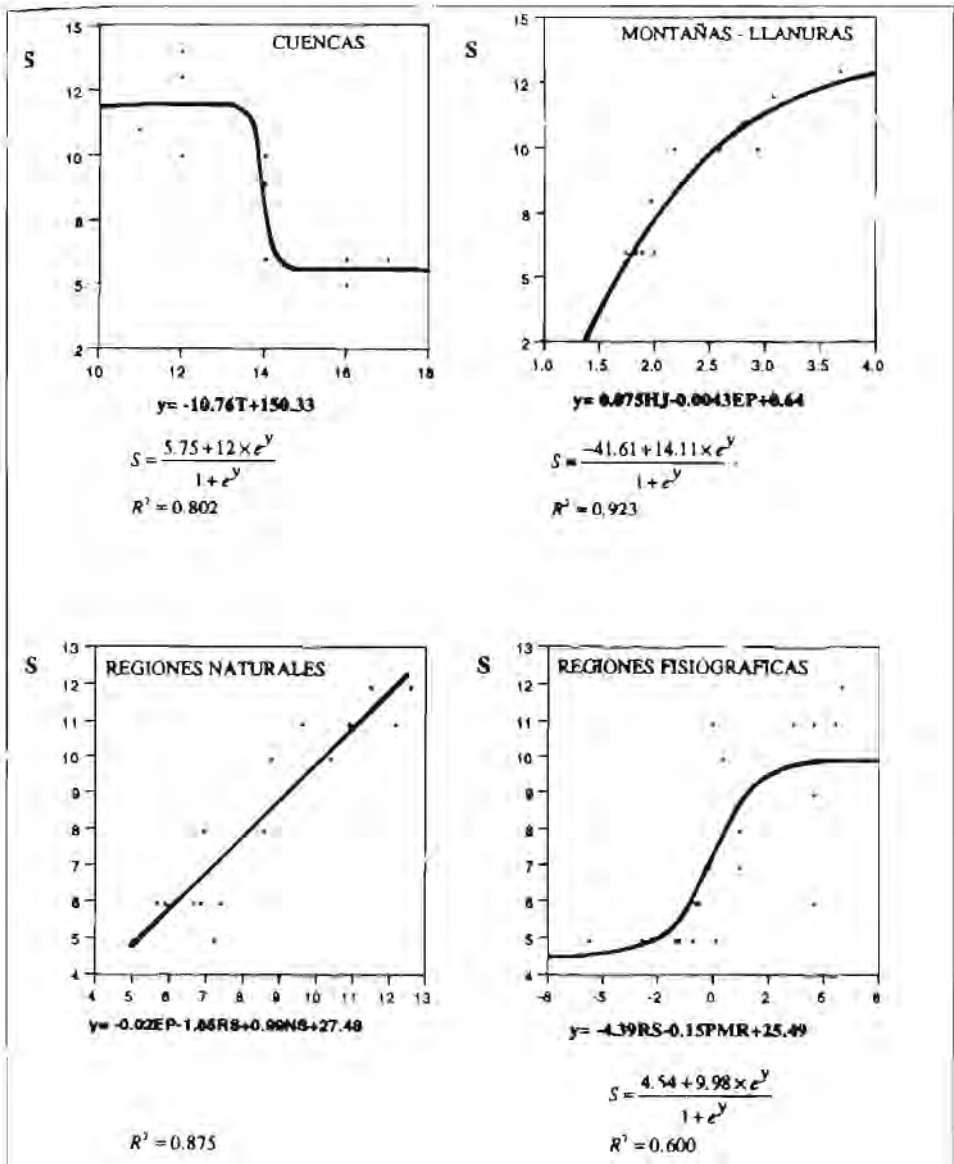


Figura 3. Variables ambientales que mejor predicen la variación del número de especies en la Península Ibérica, en cada uno de los sistemas de OGU considerados, según ajustes logísticos en las cuencas hidrográficas, montañas llanuras y regiones fisiográficas y ajuste lineal en el caso de las regiones naturales.

Environmental variables that best explain the geographic trends of species richness in the Iberian Peninsula for each type of OGU. The models obtained are logistic for river basins, mountain and plains and physiographical regions, and linear for natural regions.

tientes marinas cantábrica, atlántica y mediterránea y se reconoce para la flora endémica (Sainz-Ollero y Hernández-Bermejo 1985), plantas superiores (Rivas-Martínez 1987), helechos (Pichi-Serri et al. 1988), peces continentales (Vargas et al. 1992) y algunos micromamíferos (Vargas et al. 1988). El tercer patrón tiene una fuerte componente latitudinal y se reconoce independientemente para anfibios y reptiles (Vargas y Real en prensa) así como para los roedores (Palomo et al. 1994).

Para los insectívoros, la Península Ibérica queda dividida en dos grandes regiones bióticas, una septentrional y otra meridional, y una tercera región más pequeña en el noreste peninsular. Existe además una zona de transición entre las dos regiones mayores, en la zona oeste de su frontera de separación. Tal patrón presenta una ordenación latitudinal de las distintas regiones obtenidas, si se exceptúa la frontera que separa la región nororiental de la septentrional, de modo que es equiparable aunque no estrictamente superponible al que presentan anfibios, reptiles y roedores (Vargas y Real en prensa, Palomo et al. 1994).

Las variables que caracterizan las fronteras bióticas (Tabla 3) son las relacionadas con la energía ambiental (T, RS, EP, TE y TJ) con la única excepción de PMR que está relacionado con los disturbios ocasionados por las inundaciones y caracteriza la frontera II sobre montañas y llanuras. Esto parece indicar que es la energía ambiental la que provoca la compartimentación biótica de la Península para los insectívoros, aunque la variable que mejor define esa energía parece depender del tipo de OGU considerado.

Los corotipos

La existencia de cuatro corotipos de insectívoros en la Península Ibérica indica que las especies no se distribuyen independientemente unas de otras, sino que algunas de ellas presentan distribuciones más similares de lo esperable por azar. Ninguna de las especies estudiadas queda excluida de los corotipos establecidos. El corotipo que incluye mayor número de especies (corotipo A) es el que tiene carácter septentrional, seguido del corotipo generalista (C). El corotipo occidental (B) y el oriental (D) incluyen tan sólo dos especies cada uno.

Hay que hacer constar que la pertenencia de varias especies al mismo corotipo no implica que dichas especies mantengan relaciones ecológicas ni que puedan ser encontradas en sintopía. Sin embargo, las regresiones logísticas ponen de manifiesto que las especies del mismo corotipo responden a los mismos factores macroambientales como condicionantes de sus distribuciones (Corotipo I: heterogeneidad de hábitat, vías de penetración, energía ambiental disponible y severidad climática; corotipos II y III: estabilidad climática y energía ambiental disponible; corotipo IV: vías de penetración, estabilidad climática y heterogeneidad de hábitat). Cabe resaltar que determinados factores tienen mayor implicación que otros, desde un punto de vista

causa), en la distribución de los corotipos (Márquez et al. en prensa) como, por ejemplo, la disponibilidad de energía ambiental, la heterogeneidad de hábital y las vías de penetración.

La riqueza específica

Las tendencias geográficas del número de especies de insectívoros queda mejor explicado sobre montañas y llanuras que sobre las otras unidades geográficas. Esto sugiere que los procesos que controlan el número de especies actúan sobre este tipo de unidades orográficas, contrariamente a lo que sucede en el caso de los roedores (Palomo et al. 1994).

El número de especies es mayor en las montañas y llanuras cercanas a los Pirineos y cercanas a la costa. En los roedores, la riqueza específica aumenta en aquellas cuencas hidrográficas situadas más al norte y con mayores cotas de altitud (Palomo et al. 1994). En ambos casos, los factores ambientales explican un porcentaje de varianza de la riqueza específica mayor que el explicado por las tendencias geográficas (92,3% frente a 88,4% en insectívoros y 95,0% frente a 93,8% en roedores).

El número de especies de insectívoros aumenta con la humedad de julio, que es mayor en las zonas costeras, y disminuye con la evapotranspiración potencial, que es mayor en las zonas alejadas de los Pirineos. Según estos resultados, la riqueza específica de los insectívoros en la Península Ibérica está determinada por la favorabilidad/severidad climática, mientras que en el caso de los roedores lo está por la severidad climática y en menor medida por la heterogeneidad de hábital (Palomo et al. 1994). A nivel de los sistemas montañosos del Paleártico occidental, la riqueza específica de micromamíferos está determinada por la severidad climática y por la energía ambiental disponible (Vargas et al. 1995). Cabe resaltar, por tanto, el destacado papel que juega la severidad climática durante el período estival en el control de la riqueza específica tanto de insectívoros como de roedores.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los Drs. María Luisa Gómez Moreno y Eusebio García Manrique su asesoramiento sobre distintos sistemas de OGU's Ibéricas, y a Jesús Olivero y Miguel A. Rendón su ayuda en la elaboración de las figuras incluidas en el presente trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- BARONI-URBANI, C Y M. W. BUSER (1976). Similarity of binary data. *Syst. Zool.* 25: 251-259.
- BARONI-URBANI, C., S. RUFFO Y A. FIGNA-TAGLIANTI (1978). Materiali per una biogeografia italiana fondata su alcuni generi di coleotteri cicindelidi, carabidi e crisomelidi. *Estr. Mem. Soc. Ent. Ital.* 56: 35-92.

- BELBIN, L. Y C. McDONALD (1993). Comparing three classification strategies for use in ecology. *J. Veg. Science* 4: 341-348.
- BIRKS, H. J. B. (1987). Recent methodological developments in quantitative descriptive biogeography. *Ann. Zool. Fennici* 24: 165-178.
- CONNELL, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- CONNELL, J. H. Y E. ORLAS (1964). The ecological regulation of species diversity. *Am. Nat.* 98: 399-414.
- FONT, I. (1983). *Atlas climático de España*. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid.
- INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA. (1979). *Mapa Hidrogeológico Nacional. Explicación de los mapas de lluvia útil, reconocimiento hidrogeológico y de síntesis de los sistemas acuíferos*. Madrid.
- KLOPPER, P. H. (1959). Environmental determinants of faunal diversity. *Am. Nat.* 93: 337-342.
- KOWALSKI, K. (1981). *Mamíferos. Manual de Teriología*. H. Blume Ediciones, Madrid.
- LATTIN, G. de (1967). *Grundriss der Zoogeographie*. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- MARQUEZ, A.L., R. REAL, J.M. VARGAS, Y A.E. SALVO, (en prensa). On identifying common distribution patterns and their causal factors: a probabilistic method applied to pteridophytes in the Iberian Peninsula. *J. Biogeogr.*
- MONTERO DE BURGOS, J. L. Y J.L. GONZÁLEZ-REBOLLAR, (1974) Diagramas bioclimáticos. ICONA, Madrid.
- MCCOY, E. D., S. S. BELL Y K. WALTERS (1986). Identifying biotic boundaries along environmental gradients. *Ecology* 67: 749-759.
- NOWAK, R. M. (1991). *Walker's Mammals of the World*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- PALOMO, L. J., J. M. VARGAS Y M. P. JIMÉNEZ-GÓMEZ (1994). Distribution patterns in Iberian Peninsula Rodents. *Pol. ecol. Stud.* 20(3-4): 497-502.
- PIANKA, E. R. (1966). Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *Am. Nat.* 100: 33-46.
- PICHI-SERMOLLI, R. E. G., L. ESPAÑA Y A. E. SALVO (1988). El valor biogeográfico de la pteridoflora ibérica. *Lazaroa* 10: 187-205.
- RAMÍREZ J. M., J. M. VARGAS Y J. C. GUERRERO (1992). Distribution patterns and species diversity in European reptiles. Pp.: 371-376 en Korsós, Z. e I.N. Kiss (eds.). *Proceedings of the Sixth Ordinary General Meeting Soc. Europ. Herpetol. Hungarian Natural History Museum*, Budapest.
- REAL, R. (1991). *Modelos de distribución de los anfibios en las cuencas fluviales de europa a tres escalas geográficas*. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga.
- REAL, R., A. ANTUNEZ Y J. M. VARGAS (1992a). A biogeographic synthesis of

- European amphibians. Pp.: 377-381 en Korsós, Z. y I. Kiss (eds.). *Proceedings of the Sixth Ordinary General Meeting Soc. Europ. Herpetol. Hungarian Natural History Museum*, Budapest.
- REAL, R., J. C. GUERRERO y J. M. RAMÍREZ (1992b). Identificación de fronteras bióticas significativas para los anfibios en la cuenca hidrográfica del Sur de España. *Doñana, Acta Vertebrata* 19: 53-70.
- REY, J. M. (1984). Cartografía automática de especies y el sistema CUTM. *Fontqueria* 6: 21-32.
- RICHERSON, P. J. y K. LUM (1980). Patterns of plant species diversity in California: relation to weather and topography. *Am. Nat.* 116: 504-536.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1984). Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa* 5: 33-43.
- (1985). Biogeografía y vegetación. Academia de Ciencias Físicas y Naturales, Madrid.
- (1987). Introducción: nociones sobre fitosociología, biogeografía y bioclimatología. Pp.: 19-45 en: Peinado, M. y S. Rivas-Martínez (eds.). *La vegetación de España*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.
- SAINZ-OLLERO, H. y J. E. HERNÁNDEZ-BERMEJO (1985). Sectorización fitogeográfica de la Península Ibérica e islas Baleares: la contribución de su endemoflora como criterio de semejanza. *Candollea* 40: 485-507.
- SANCHIZ, F. B. (1981). Aportes al método de delimitación de regiones en biogeografía histórica. *Mem. Col. Ecol. y Biogeogr.* 224-243.
- SERVICIO GEOGRÁFICO DEL EJÉRCITO (1975, 1976, 1977). *Mapa militar de España, escala 1:800000*. S. G. E., Madrid.
- (1979, 1982, 1983 y 1986). *Mapa militar de España, escala 1:200000*. S. G. E., Madrid.
- SNEATH, P. H. A. y R. R. SOKAL (1973). *Numerical taxonomy. The principles and practice of numerical classification*. Freeman, San Francisco.
- TILMAN, D. (1982). *Resource competition and community structure*. Princeton University Press, Princeton.
- UDVARDY, M. D. F. (1969). *Dynamic biogeography*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- VARGAS, J. M. (1993). Siete pecados capitales. *Zoologica Baetica* 4: 39-56.
- VARGAS, J. M. y R. REAL (en prensa). Biogeografía de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica. En: MARTÍNEZ-RICA, J. P. y PLEGEZUELOS, J. M. (Eds.). *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal*. Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada, Granada.
- VARGAS, J. M., L. J. PALOMO y P. PALMQVIST (1988). Predación y selección intraespecífica de la lechuza común (*Tyto alba*) sobre el ratón moruno (*Mus spretus*). *Ardeola* 35: 109-123.
- VARGAS, J. M., J. C. GUERRERO, R. REAL y L. J. PALOMO (1992). Sectorización de las cuencas ibéricas en relación a su fauna de anfibios. *II Congreso Lusó-Español y VI Congreso Español de Herpetología*. A.H.E., Granada.

- VARGAS, J. M., L. J. PALOMO, R. REAL Y J. COBALEDA (1993). Biogeographical Analysis of Micromammals (Insectivores and Rodents) in European West Palearctic. Pp 307-308 en Augee, M.L. (ed). *Abstracts sixth International Theriological Congress*, University of New South Wales, Sydney, Australia.
- VARGAS, J. M., J. VENTURA, R. REAL Y L. J. PALOMO (1995). The role of mountains ranges in the patterns of distribution of micromammals in the west Palearctic. Pp 62 en Gurnell, J. (ed). *Abstracts 2nd European Congress of Mammalogy*, University of Southampton, Southampton, Reino Unido.
- VARIOS AUTORES (1980). Divisiones territoriales de España. CEOTMA, Madrid.
- WALD, A. (1943). Test of statistical hypotheses concerning several parameters with applications to problems of estimation. *Transc. Am. Math. Soc.* 54: 426-482.
- WILSON, D.E. Y D.M REEDER (1993). *Mammal species of the World*. A taxonomic and geographic reference. Smithsonian Institution Press, Washington.

Recibido, 6 febrero 1996; aceptado, 14 mayo 1996

DIETA ANUAL DEL ZORRO, *VULPES VULPES*, EN DOS HABITATS DEL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA

JOSE MARÍA FEDRIANI

Estación Biológica de Doñana (CSIC). Avda. M^a Luisa s/n. Sevilla - 41013. España.

RESUMEN

La alimentación del zorro, *Vulpes vulpes*, ha sido estudiada en dos hábitats del Parque Nacional de Doñana (monte y dehesa), mediante análisis de excrementos. La dieta fue muy diversa apareciendo lagomorfos, micromamíferos, aves, reptiles, carroña, frutos e invertebrados. Los lagomorfos, fundamentalmente conejos, *Oryctolagus cuniculus*, representaron más de la mitad de la biomasa fresca consumida, la carroña casi un quinto, mientras que los invertebrados supusieron sólo el 15%, a pesar de su alta frecuencia de aparición (89%). Los vertebrados no lagomorfos tuvieron poca importancia en la dieta. Las dietas de los dos hábitats fueron bastante parecidas, siendo más diversa la del monte. Las diferencias encontradas se dieron en el consumo de invertebrados y frutos. No hubo diferencias en el consumo de la presa principal, lagomorfos, a pesar de que el conejo es mucho más abundante en el monte que en la dehesa. Se supone que la disponibilidad de refugio para los conejos, la distribución de las conejeras y la presencia del lince ibérico, *Lynx pardinus*, podrían influir en el consumo de lagomorfos por parte del zorro.

Palabras clave: Conejo, dieta, Doñana, lince, *Lynx pardinus*, *Oryctolagus cuniculus*, *Vulpes vulpes*, zorro.

ABSTRACT

*Annual diet of the red fox *Vulpes vulpes* in two habitats of the Doñana National Park.*

The feeding habits of the red fox *Vulpes vulpes*, have been studied in two habitats (scrubland and pastureland) of Doñana National Park by scats analysis. The diet was found diverse, with lagomorphs, small mammals, birds, reptils, carrion, fruits, and invertebrates contents. Lagomorphs, mainly rabbits *Oryctolagus cuniculus*, constituted more than half of the consumed fresh biomass, and carrion almost a fifth, while invertebrates constituted only the 15%, despite its high occurrence (89%). No-lagomorph vertebrates were of little importance. Diets from both habitats were similar. Although it was more diverse in scrubland than in pasture. There were differences in the diet between the two habitats in the frequencies of invertebrates and fruits, but there was not any difference in the frequency of the occurrence main prey, lagomorphs, despite their greater abundance in the scrubland. We suspect that availability of refuges for rabbits, the distribution of burrows and the presence of the iberian lynx *Lynx pardinus*, may affect the consumption of lagomorphs by foxes.

Key words: Diet, Doñana, lynx, *Lynx pardinus*, *Oryctolagus cuniculus*, rabbit, red fox, *Vulpes vulpes*.

INTRODUCCIÓN

Tanto en los numerosos trabajos realizados en el centro y norte de Europa sobre la dieta del zorro, *Vulpes vulpes*, (e.g. Goszczyński 1974, MacDonald 1987, Weber y Aubry 1993) como en los más escasos realizados en el sur (e.g. Amores 1975, Rau et al. 1985, Serafini y Lovari 1993), se define al zorro como una especie generalista y oportunista capaz de explotar casi cualquier recurso existente. Rau et al. (1987) ponen de manifiesto la versatilidad de su dieta en ambientes mediterráneos y estiman que la falta de un patrón común en la dieta de los zorros mediterráneos es, parcialmente, debida a posibles diferencias locales en la disponibilidad de presas, maximizadas por el carácter oportunista de la especie. También se ha descrito la capacidad del zorro para adaptarse a cambios temporales en la disponibilidad de presas, tanto en el sur (Calisti et al. 1990) como en el centro de Europa (Ferrari y Weber 1995). Sin embargo, no existen trabajos en Europa, a escala local, que estudien variaciones en la dieta de la especie influenciadas por cambios del hábitat.

El objetivo de este artículo ha sido estudiar la dieta del zorro en dos hábitats contiguos que difieren en cobertura vegetal y abundancia de conejos y, discutir sobre los factores que puedan estar influyendo los hábitos tróficos de la población en estudio.

AREA DE ESTUDIO

La recolección de excrementos se realizó en el área de Coto del Rey. La zona se caracteriza por la presencia de dos hábitats claramente diferentes: una dehesa de alcornoques, *Quercus suber*, y acebuches, *Olea europaea* de 3 Km² aproximadamente, donde se pueden encontrar pequeñas manchas de juncos, *Juncus* spp., aulagas, *Ulex* sp., y tarajes, *Tamarix* spp., y un área de monte de 7 Km² aproximadamente con matorral mediterráneo de lentiscos, *Pistacea lentisco* y jaguarzos, *Halimium halimifolium*, donde la especie arbórea más abundante es el alcornoque, aunque también existen fresnos, *Fraxinus* spp., y piruétanos, *Pirus bourgaeana*. Al sur del área de estudio se extiende la marisma y, al norte repoblaciones de pinos, *Pinus pinea*.

La abundancia de conejos, *Oryctolagus cuniculus*, es más de tres veces superior en el monte que en la dehesa (Fedriani et al. sin publicar). Estudios telemétricos indican que el monte es intensamente utilizado por los linces, mientras su uso de la dehesa es mínimo (Fedriani 1993, Palomares et al. 1996). Cabe añadir que ambos hábitats limitan entre sí a lo largo de unos tres kilómetros, sin que exista ninguna barrera que impida el paso de los animales de un hábitat al otro.

METODOLOGÍA

Se analizaron 293 excrementos recogidos periódicamente desde enero de 1993 a diciembre de 1994, tanto en la zona de monte como en la de dehesa. La muestra total no fue sesgada hacia ninguna estación del año dado que se obtuvieron tamaños de muestras suficientemente representativos de cada una de ellas: otoño-invierno: 37 en el monte y 34 en la dehesa; primavera: 50 en el monte y 49 en la dehesa; verano: 42 en el monte y 81 en la dehesa.

Cada excremento fue secado en una estufa a 70° C durante tres días y tras ello, pesado. Luego, fue desleído en agua y pasado por un tamiz para separar sus componentes que fueron identificados cuando fue posible, hasta el nivel de especie en el caso de los vertebrados y frutos y al nivel de orden en el de los invertebrados. Asimismo, se estimó el porcentaje en peso que cada presa representaba con respecto al total del excremento. Por otra parte, el tamaño de los conejos aparecidos se estimó mediante comparación de sus restos con los de individuos de peso conocido procedentes de la colección de la Estación Biológica de Doñana (CSIC). Los conejos se agruparon en tres categorías siguiendo el mismo criterio que Villafuerte (1994): pequeños (hasta 200g), medianos (>200 hasta 800g) y grandes (>800g).

Para la descripción de la dieta agrupamos las presas en ocho categorías: lagomorfos, micromamíferos, aves, reptiles, carroña, invertebrados, frutos y otros. Los resultados se presentan como frecuencias de aparición y como porcentajes de biomasa fresca consumida para cada categoría. Para la estimación de la biomasa fresca consumida utilizamos los factores de conversión propuestos para la especie en la revisión de Reynolds y Aebischer (1991). En el caso de los reptiles se utilizaron los factores de Lockie (1961) para la marta (*Martes martes*). Dichos factores son la relación entre el peso fresco consumido de una presa y el peso seco excretado de dicha presa.

Se estimó la amplitud de nicho trófico calculando el índice de Levins (1968), estandarizado por Colwell y Futuyma (1971), aplicando la fórmula a un listado de presas donde los vertebrados y frutos figuraban a nivel de especie/género y los invertebrados a nivel de orden.

La fórmula del Índice de Levins es:

$$B = 1 / \sum p_i^2$$

donde p_i es el porcentaje de aparición de la categoría de presa i con respecto al total (para valores de i de 1 a n), y la fórmula del Índice de Levins estandarizado por Colwell y Futuyma (1971):

$$B_{sta} = B - 1 / B_{max} - 1; (0 \leq B_{sta} \leq 1)$$

TABLA 1

Frecuencia de aparición (FA) y porcentaje de biomasa (PB) consumida de cada categoría de presa en cada hábitat y en total. FT = Factores de transformación. B_{sta} = índice de Levins estandarizado por Colwell y Futuyma (1971).

Frequency of occurrence (FA) and percentage of biomass (PB) of each prey type consumed in each habitat and in total. FT = Correction factors. B_{sta} = Levins index standardized by Colwell & Futuyma (1971).

	Monte (n=129)		Dehesa (n=164)		Total (n=293)		FT
	FA	PB	FA	PB	FA	PB	
Lagomorfos	55,8	52,9	53,0	54,3	54,6	53,6	41
Micromamíferos	7,0	2,1	6,1	1,0	6,5	1,6	23
Carrña	27,1	22,1	23,2	13,9	24,9	18,1	61
Aves	7,0	1,6	16,5	6,1	12,3	3,8	61 ó 45 ^a
Reptiles	8,5	1,2	9,1	5,0	8,9	3,0	61 ó 37 ^a
Invertebrados	83,7	10,9	93,3	18,3	89,1	14,5	5
Frutos	24,8	9,0	6,7	1,3	14,7	5,3	14
Otros ^b	7,0	-	7,3	-	7,2	-	-
B_{sta}	0,118	-	0,073	-	0,091	-	-

^a Se empleó un factor u otro en función de la especie de reptil o ave aparecida

^b Restos no identificados y basura

donde B_{max} se corresponde con el número total de categorías de presas diferenciadas.

Dado que nuestro objetivo fue la descripción de la dieta anual agrupamos las muestras estacionales y, utilizamos la prueba χ^2 para comparar diferencias entre los valores observados y esperados de las frecuencias de aparición de las presas y de las categorías de conejos consumidos en cada hábitat. Cuando detectamos diferencias significativas entre las dietas globales de cada hábitat, examinamos diferencias para cada una de las categorías de presas utilizando los intervalos de confianza de Bonferroni que controlan el error de experimentación (Rice 1989).

RESULTADOS

Espectro trófico

Los invertebrados y los lagomorfos son las presas que más aparecieron, con un 89% y un 55%, respectivamente (Tabla 1). El 80,6% de los conejos clasificados fueron medianos, el 9,7% pequeños y 9,7% grandes (n=103). La

carroña es la tercera categoría en cuanto a frecuencia de aparición, encontrándose en el 25% de los excrementos. El resto de las categorías de presas aparecieron con frecuencias de entre el 6 y el 15% (Tabla 1).

La estima de la biomasa consumida proporciona unos resultados notablemente distintos, al menos en relación a los invertebrados (Tabla 1). Los lagomorfos (casi exclusivamente conejos y alguna liebre, *Lepus granatensis*) son el recurso trófico más importante, suponiendo el 54% de la biomasa total consumida seguidos de la carroña (ganado vacuno y cérvidos fundamentalmente, aunque también se han encontrado en algún caso restos de ovino y caprino; ver Tabla 2), la cual supone el 18% de la biomasa total consumida y los invertebrados (la mayor parte imagos y larvas de coleópteros como *Geotrupes ibericus*, *Ceratophyus hoffmannseggii*, *Bubas bison*, *Onitis belial*, *Phyllonathus excavatus*, *Agonum sp.*, pero también ortópteros, fundamentalmente *Grillotalpa grillotalpa*, alguna larva de lepidóptero y arañas; ver Tabla 2). El resto de las presas suponen el 14% de la biomasa fresca consumida.

TABLA 2

Categorías taxonómicas de cada uno de los siete grupos de presas establecidos y número mínimo de individuos encontrados.

Taxonomic categories in each prey group and minimum number of individuals found.

CATEGORÍA-PRESA	Nº INDIVIDUOS	
	MONTE (N=129)	DEHESA (N=164)
LAGOMORFOS	72	87
Conejo grande, <i>Oryctolagus cuniculus</i>	4	6
Conejo mediano	44	39
Conejo pequeño	5	5
Conejo sin clasificar	18	36
Liebre, <i>Lepus granatensis</i>	1	1
MICROMAMIFEROS	9	10
Ratón, <i>Mus spp.</i>	1	1
Ratón de campo, <i>A. sylvaticus</i>	2	-
Rata común, <i>R. rattus</i>	1	2
Sin determinar	5	7
CARRONA	35	38
Ciervo/gamo, <i>Cervus/Dama</i>	19	19
Jabali, <i>Sus scrofa</i>	2	3
Vaca, <i>Bos taurus</i>	13	11
Oveja, <i>Ovis aries</i>	-	2
Cabra, <i>Capra hircus</i>	1	0
Sin determinar	-	3

TABLA 2 (Continuación)

CATEGORÍA-PRESA	Nº INDIVIDUOS	
	MONTE (N=129)	DEHESA (N=164)
AVES	9	27
Anade, <i>Anas spp.</i>	-	3
Ganso común, <i>Anser anser</i>	1	1
Cogujada, <i>Gallinula spp.</i>	2	1
Ruisenor bastardo, <i>Celtia celti</i>	-	1
Curruca, <i>Sylvia spp.</i>	-	1
Mirlo, <i>Turdus merula</i>	-	1
Perdiz roja, <i>Alectoris rufa</i>	-	2
Archibebe, <i>Tringa spp.</i>	-	1
Rabilargo, <i>Cyanopica cyana</i>	-	1
Paseriforme	1	2
Sin determinar	5	13
REPTILES	11	15
Lagartija colilarga, <i>Pseudisotromus algerius</i>	-	1
Eslión tridáctilo, <i>Chalcides striatus</i>	-	2
Eslión, <i>Chalcides spp.</i>	2	3
Culebrilla ciega, <i>Blanus cinereus</i>	7	4
Culebra bastarda, <i>Malpolon monspesulanus</i>	-	1
Culebra de escalera, <i>Elaphe scalaris</i>	-	2
Culebra	-	1
Sin determinar	2	-
INVERTEBRADOS¹	149	228
Cólepteros	96	151
Ortópteros	5	24
Grillotopo, <i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	41	38
Lepidópteros (oruga)	2	-
Arañas	1	3
Cangrejo americano, <i>Procambarus spp.</i>	1	7
Gasterópodos	1	2
Sin determinar	3	2
FRUTOS¹	39	12
Palmito, <i>Chamerops humilis</i>	8	-
Piruetano, <i>Pirus bourgaeana</i>	28	3
Acebuche, <i>Olea europaea var. silvestris</i>	-	1
Girasol, <i>Helianthus annuus</i>	2	4
Zarzamora, <i>Rubus spp.</i>	-	2
Sin determinar	1	1

¹ No se consideró el número de presas distintas encontradas en cada excremento

Los micromamíferos identificados fueron siempre roedores de los géneros *Mus*, *Apodemus* y *Rattus* (Tabla 2). Las aves más frecuentes fueron anátidas de los géneros *Anas* y *Anser*, aláudidos del género *Galerida*, y paseriformes. También aparecieron algunas perdices, *Alectoris rufa*. Los reptiles que más aparecieron fueron pequeños anfisbénidos (*Blanus cinereus*) y escíncidos (*Chalcides*), si bien hemos encontrado también restos de colúbridos, *Malpolon monspessulanus* y *Elaphe scalaris*.

Variaciones de la dieta entre hábitats

Aunque las dietas globales de los dos hábitats fueron estadísticamente distintas ($\chi^2 = 22,47$; G.L = 7; $P < 0,005$), las diferencias se dieron sólo en dos grupos de presas. Los invertebrados aparecieron más en la dehesa que en el monte ($\chi^2 = 6,80$; G.L = 1; $P < 0,05/2k$; siendo k igual al número de categorías de presas), al revés que los frutos que aparecieron más en la dieta del monte ($\chi^2 = 18,89$; G.L = 1; $P < 0,001/2k$). No hubo tampoco diferencias en cuanto a los distintos tamaños de conejos, dado que en ambos hábitats los zorros predaron fundamentalmente sobre conejos medianos (Tabla 2).

La amplitud del nicho trófico en el monte ($B_{sta} = 0,118$), fue mayor que en la dehesa ($B_{sta} = 0,073$).

DISCUSIÓN

El amplio espectro trófico encontrado puede ser suficiente para definir la especie como oportunista (Emlen 1968). Sin embargo, es conveniente relacionar la dieta con la disponibilidad o abundancia de las presas para poder realizar esta clasificación (Jaksic 1989). En este sentido, el hecho de que los invertebrados fueran más consumidos en la dehesa que en el monte, puede explicarse teniendo en cuenta que la mayor parte fueron coleópteros coprófagos que tienden a agregarse en los excrementos del ganado vacuno (Galante et al. 1995), presente sólo en la dehesa. La mayor aparición de frutos en el monte estaría conforme con su disponibilidad, considerando que la mayor parte de los frutos consumidos fueron peras de piruétano y dátiles de palmito, especies más abundantes en el monte (autor, obs. pers.). Por otra parte, la ausencia de diferencias entre hábitats en el consumo de carroña concuerda con la presencia de cérvidos y de muladares en ambos hábitats.

No se encontraron diferencias en el consumo de conejos entre hábitats a pesar de que su abundancia en el monte fue mayor que en la dehesa (Fedriani et al. sin publicar). La alta cobertura vegetal del monte ofrece una mayor disponibilidad de refugio a los conejos, pudiendo disminuir con esto la accesibilidad de este recurso para los zorros (Villafuerte 1994). Además, las madrigueras de conejos están distribuidas de forma más contagiosa en la dehesa que en el monte (Palomares et al. en prensa), lo que probablemente

facilita el acceso de los zorros a los conejos en el primero de los hábitats. Conviene tener en cuenta que la continuidad entre los dos hábitats puede facilitar que excrementos recogidos en un hábitat contuvieran presas cazadas en el otro, dado que se ha observado (mediante telemetría) como los mismos individuos utilizan ambos hábitats (Fedriani 1993). La escasa aparición de peras y dátiles de palmito en la dehesa y la mayor aparición de coleópteros en los excrementos recogidos en este hábitat parecen indicar que dicho 'error' fue poco frecuente.

Otro factor a considerar es la posibilidad de que la selección de presa del zorro en el monte esté influida por la competencia con el lince (especializado en el consumo de conejos) y, debido a ello el consumo de lagomorfos por el zorro fuera menor al esperado en base a la abundancia de esta presa. Casos parecidos han sido descrito entre otros carnívoros (e.g. Iriarte et al. 1990, Storch et al. 1990, Clode y Macdonald 1995).

En conclusión, las diferencias entre las dietas de los dos hábitats se debieron al consumo de presas secundarias y no de la presa principal, por lo que no deben considerarse distintas. Se pone de manifiesto la necesidad de nuevos estudios donde se pueda descartar la fuente de 'error' comentada. El efecto que la presencia del lince podría tener sobre la dieta del zorro debería considerarse en futuros trabajos, estudiando poblaciones simpátridas y alopátridas con el primero.

AGRADECIMIENTOS

Mi agradecimiento a M. Delibes, E. Palomares y J. C. Blanco por haber corregido el manuscrito. Agradezco a J. A. Mateo, R. Laffitte, L. García, E. Galante, C.M. Herrera, J. L. Yela, P. Jordano, M^o C. Blázquez, C. Díaz, F. Hiraldo y C. Zapata por su ayuda en la identificación de las presas, a A. Kennedy y N. Selva en el análisis de los excrementos y, a J. Avala, E. Revilla y J. Calzada en su recolección. E. Collado fue fundamental en el manejo de los datos. A. Green corrigió los textos en inglés. El trabajo ha sido financiado por el CSIC-DGICYT (proyectos PB-87/0405 y PB-94/0480).

BIBLIOGRAFÍA

- AMORES, F. (1975). Diet of the Red Fox (*Vulpes vulpes*) in the Western Sierra Morena (South Spain). *Doñana Acta Vertebrata* 2: 221-239.
- CALISTI, M., B. CIAMPALINI, S. LOVARI, y M. LUCHERINI (1990). Food habit and trophic niche variation of the red fox *Vulpes vulpes* (L., 1758) in a Mediterranean coastal area. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 45: 309-320.
- CLODE, D. y D.W. MACDONALD (1995). Evidence for food competition between mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra lutra*) on Scottish islands. *J. Zool. London* 237: 435-444.
- COLWELL, R.R. y D.J. FUTUYMA (1971). On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology* 52: 567-572.

- EMLEM, J.M. (1968). Optimal choice in animals. *Am. Nat.* 102: 385-389.
- FEDRIANI, J.M. (1993). Efecto de la presencia del lince ibérico, *Lynx pardinus*, en el comportamiento espacial del zorro, *Vulpes vulpes*, en el Parque Nacional de Doñana. P. 20. *Resúmenes I Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos*. SECEM, Mollina (Málaga).
- FERRARI, N. y J.M. WEBER (1995). Influence of the abundance of food resource on the feeding habits of the red fox, *Vulpes vulpes*, in western Switzerland. *J. Zool.* London 236: 117-129.
- GALANTE, E., J. MENA y C. LUMBRERAS (1995). Dung beetles (Coleoptera: Scarabidae, Geotrupidae) attracted to fresh cattle dung in wooded and open pasture. *Environ. Entomol.* 24: 1063-1068.
- GOSZCZYŃSKI, J. (1974). Studies on the food of foxes. *Acta theriol.* 19: 1-18.
- IRIARTE, J.A., W.L. FRANKLIN, W.E. JOHNSON y K.H. REDFORD (1990). Biogeographic variation of food habits and body size of the American puma. *Oecologia* 85: 185-190.
- JAKSIK, F.M. (1989). Opportunism vs selectivity among carnivorous predators that eat mammalian prey: a statistical test of hypotheses. *Oikos* 56: 427-430.
- LEVINS, R. (1968). *Evolution in changing environments*. Princeton University Press, Princeton, N. J.
- LOCKIE, J.D. (1961). The food of pine marten *Martes martes* in the west Rose-Shire, Scotland. *Proc. Zool. Soc. Lond.* 136: 187-195.
- MACDONALD, D.W. (1987). *Running with the fox*. Unwin Hyman, London.
- PALOMARES, F., P. FERRERAS, J.M. FEDRIANI y M. DELIBES (1996). Spatial relationship between Iberian Lynx and other carnivores in an area of south-western of Spain. *J. Appl. Ecol.* 33: 5-13.
- PALOMARES, F., J. CALZADA y E. REVILLA (1996). El manejo del habitat y la abundancia de conejos: diferencias entre dos áreas potencialmente idénticas. *Revista Florestal* 9: 201-210.
- RAU, J.C., J.F. BELTRAN y M. DELIBES (1985). Can the increase of fox density explain the decrease in lynx numbers at Doñana?. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 40: 145-150.
- RAU, J.R., M. DELIBES y J.F. BELTRAN (1987). Estudio comparado de la dieta de los zorros mediterráneos (Carnivora, Canidae). *An. Mus. Nat. Valparaíso* 18: 163-168.
- REYNOLDS, J.C. y N.J. AEBISCHER (1991). Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the Fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Rev.* 12: 97-122.
- RICE, W.R. (1989). Analyzing tables of statistical tests. *Evolution* 43: 223-225.
- SERAFINI, P. y S. LOVARI (1993). Food habits and trophic niche overlap of the red fox and stone marten in a Mediterranean rural area. *Acta Theriol.* 38: 233-244.

- STORCH, I., E. LINDSTRÖM Y J. DE JOUNGE (1990). Diet and habitat selection of the pine marten in relation to competition with the red fox. *Acta Theriol.* 35: 311-320.
- VILLAFUERTE, R. (1994). Riesgo de predación y estrategias defensivas del conejo, *Oryctolagus cuniculus* en el Parque Nacional de Doñana. Tesis Doctoral. Univ. de Córdoba.
- WEBER, J.M. Y S. AUBRY (1993). Predation by foxes, *Vulpes vulpes*, on the fossorial form of water vole, *Arvicola terrestris scherman*, in western Switzerland. *J. Zool.* London 229: 553-559.

Recibido, 9 enero 1996; aceptado, 8 junio 1996

DESARROLLO JUVENIL DEL CRANEO EN LAS POBLACIONES IBERICAS DE GATO MONTES, *FELIS SILVESTRIS* SCHREBER, 1777

ROSA GARCÍA-PEREA, ROCÍO A. BAQUERO, ROSA FERNÁNDEZ-
SALVADOR Y JULIO GISBERT

Museo Nacional de Ciencias Naturales, C/ J. Gutierrez Abascal 2, Madrid 28006

RESUMEN

El desarrollo postnatal craneal es un aspecto muy poco estudiado en félidos silvestres y especialmente en las poblaciones ibéricas de gato montés, *Felis silvestris*. En este trabajo se ha abordado el análisis de los cambios morfológicos que tienen lugar durante el desarrollo juvenil en diversas estructuras craneales de dicha especie. Para ello, se ha examinado una muestra de 55 ejemplares procedentes de diversas localidades de la Península Ibérica. A partir de los datos obtenidos, se ha establecido la secuencia de reemplazamiento dentario, se han caracterizado los patrones de osificación de la sincondrosis presfenoidal y del hueso interparietal, y se ha determinado el desarrollo morfológico de las líneas temporales y la cresta sagital. Los resultados indican la existencia de patrones de desarrollo similares a los observados en otros félidos. No obstante, se han detectado variaciones en dos grupos de diferente procedencia geográfica que podrían apoyar la hipótesis de la existencia de dos formas taxonómicamente diferentes en la Península Ibérica.

Palabras clave: Desarrollo craneal, *Felis silvestris*, Península Ibérica.

ABSTRACT

Development of juvenile skulls in Iberian populations of wildcats, Felis silvestris Schreber, 1777.

Postnatal development of skull is a topic poorly known in wild felids, specially for Iberian populations of wildcats, *Felis silvestris*. In this article, the analysis of morphological changes undergone by several cranial structures of this species during juvenile period is presented. A sample of 55 specimens from different areas of the Iberian Peninsula was examined. The tooth replacement sequence, the ossification patterns of presphenoidal synchondrosis and interparietal bone, and the morphological development of temporal ridges and sagittal crest were inferred from observed data. Results show the occurrence of developmental patterns very similar to those described for other felids. Certain variations observed among two groups of different geographic origin could support the hypothesis of the presence in the Iberian Peninsula of two forms of taxonomic significance.

Keywords: Cranial development, *Felis silvestris*, Iberian Peninsula

INTRODUCCIÓN

La Convención sobre la Conservación de la Vida Silvestre y Hábitats Naturales Europeos (1993) ha recomendado la realización de investigaciones sobre hibridación de gatos monteses, *Felis silvestris*, con gatos domésticos, así como la búsqueda de discriminantes genéticas y morfológicas que permitieran identificar los ejemplares de ambas formas. En relación con las poblaciones ibéricas de *Felis silvestris*, sólo se ha realizado un estudio sobre el grado de introgresión del gato doméstico en las poblaciones extremeñas (Fernández et al. 1992) utilizando criterios morfológicos previamente publicados. A los problemas anteriormente mencionados hay que añadir la ausencia de estudios recientes encaminados a la caracterización taxonómica de las poblaciones ibéricas a nivel subespecífico.

Para abordar correctamente estos problemas desde un punto de vista morfológico, es necesario conocer los patrones de variación en relación con diversos factores, siendo la edad uno de los más importantes. Los cambios más destacables que sufre el cráneo de los félidos durante la etapa juvenil están relacionados con la función masticadora y la osificación de las suturas y sincondrosis que intervienen en el crecimiento craneal (Gaunt 1959, Moore 1981). En el caso del gato montés ibérico, no existen datos publicados sobre estos aspectos, debiendo remitirnos a la información existente sobre otras poblaciones europeas de la especie (Schauenberg 1977, Condé y Schauenberg 1978) y otras especies de félidos (por ejemplo el linco ibérico, *Lynx pardinus*, García-Perea 1996).

En este artículo se describen los patrones de desarrollo juvenil de ciertas estructuras morfológicas craneales en *Felis silvestris* de la Península Ibérica.

MATERIAL Y MÉTODOS

La muestra estudiada consta de 55 ejemplares juveniles de *Felis silvestris* pertenecientes a la colección de la antigua Unidad de Zoología Aplicada, Madrid. Para confirmar la pertenencia de los individuos de la muestra a la especie *F. silvestris*, se ha calculado el índice craneal de Schauenberg (1969), que utiliza las variables Longitud total craneal (LT) y Capacidad craneal. Los ejemplares proceden de diversas localidades de la Península Ibérica y han sido identificados como juveniles por poseer dentición decidua, por presentar el foramen apical del canino abierto (García-Perea 1991) y/o presentar las epífisis de los huesos largos sin osificar completamente (Schauenberg 1977, 1980).

Hemos asignado a cada individuo una edad relativa utilizando como referencia las clases definidas previamente para *L. pardinus*, basadas en el estado de desarrollo dentario (García-Perea 1996): individuos con dentición

decidua sin signos de reemplazamiento (J0); individuos cambiando la dentición (J1, J2, J3, J4); individuos con dentición definitiva y foramen apical del canino inferior abierto (J5); individuos con dicho foramen cerrado y las epífisis de los huesos postcraneales sin osificar completamente (J6).

Se ha medido la distancia entre el punto medio de la muela carnífera y el punto más posterior del proceso articular de la mandíbula, tanto en las piezas deciduas como en las definitivas, para comprobar si se cumple el modelo propuesto por Greaves (1983), que supone que dicha distancia en carnívoros es el 50% de la longitud mandibular.

Una vez asignados los individuos a las clases de edad relativa, se ha determinado la secuencia de reemplazamiento dentario y se ha analizado la variación con la edad de ciertas estructuras craneales, concretamente la osificación de la sincondrosis preesfenoidal y del hueso interparietal, así como el desarrollo de las líneas temporales y la cresta sagital (Fig. 1).

Las sincondrosis participan en el crecimiento produciendo tejido óseo que se traduce en un acercamiento progresivo de los huesos adyacentes. Dicho proceso culmina en la osificación de la sincondrosis. La forma en que se osifica la sincondrosis preesfenoidal, situada entre el preesfenoides y el basiesfenoides (Fig. 1), puede seguir dos patrones, según ha descrito García-Perea (1996) para el género *Lynx*:

Patrón A - Toda la sincondrosis se osifica simultáneamente.

Patrón B - La osificación progresa desde las zonas laterales de la sincondrosis a las mediales, permaneciendo una zona central sin osificar visible incluso en los individuos adultos.

En el caso del hueso interparietal (Fig. 1), hemos analizado la osificación de las suturas que lo unen a los huesos parietales.

Con respecto al desarrollo de las líneas temporales y la cresta sagital, se han medido las variables ALT (Distancia entre las líneas temporales) y LCS (Longitud de la cresta sagital) (Fig. 1), para lo que se ha utilizado un calibre digital de precisión 0,01 mm. Hemos valorado cualitativamente este carácter mediante la variable "LIRA", que se expresa según los siguientes morfotipos (Fig. 2) descritos para el género *Lynx* (García-Perea 1996):

Tipo A - Líneas temporales muy separadas entre sí, no hay cresta sagital

Tipo B - Líneas temporales en forma de lira, cresta sagital ocupando la zona del hueso interparietal

Tipo C - Líneas temporales en forma de lira, cresta sagital ocupando la mitad posterior de la sutura interparietal.

Se han analizado separadamente los individuos de ambos sexos, ya que esta especie presenta dimorfismo que se manifiesta en una mayor talla de los

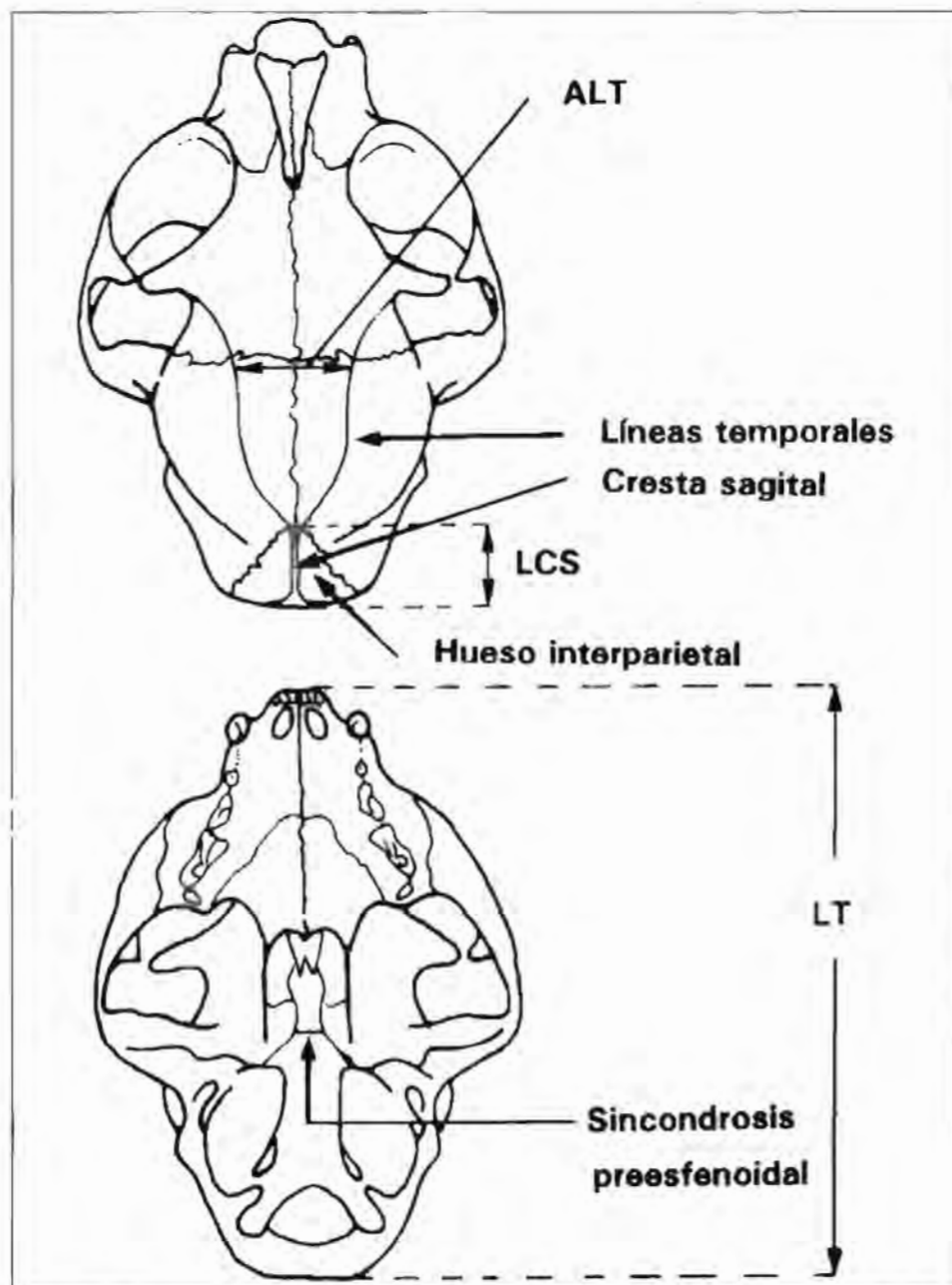


Figura 1. Estructuras morfológicas y variables cuantitativas analizadas en la muestra de *Felis silvestris*.

Morphological structures and quantitative variables analyzed in the sample of Felis silvestris.

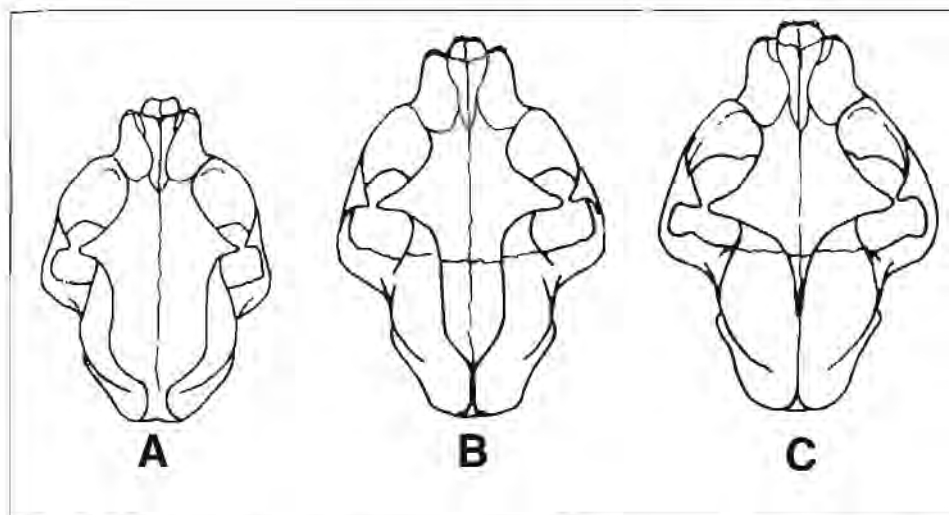


Figura 2. Estados de desarrollo de las líneas temporales y la cresta sagital observados en la muestra, que corresponden a los morfotipos A, B y C.

Developmental stages observed in the sample for temporal ridges and sagittal crest, corresponding to morphological types A, B, and C.

machos con respecto a las hembras (Cabrera 1914, Fernández y de Lope 1990). Asimismo, se ha tenido en cuenta la procedencia geográfica de los individuos de la muestra, que se ha dividido en dos grupos, A y B, siguiendo el criterio de Cabrera (1914). Según este autor, la Península Ibérica estaría habitada por dos formas taxonómicas: *F. silvestris silvestris* Schreber, 1777 (grupo A), localizada al norte de los ríos Duero y Ebro, de menor talla que la subespecie *F. s. tartessia* Miller, 1907 (grupo B), que habitaría al sur de dichos ríos. En el grupo A se incluyen 17 ejemplares, 35 en el grupo B, y tres individuos carecen de localidad.

RESULTADOS

La fórmula dentaria decidua es dI 3/3, dC 1/1, dP 3/2. La fórmula dentaria definitiva es I 3/3, C 1/1, P 3/2, M 1/1.

Los procesos de desarrollo dentario observados en nuestra muestra (Fig. 3) y las clases de edad asignadas (Tabla 1) son prácticamente iguales y comparables a los descritos para el género *Lynx* (Tumlison y McDaniel 1984, García-Perea 1996). No hemos encontrado individuos que puedan asignarse a la clase J0 (Fig. 3).

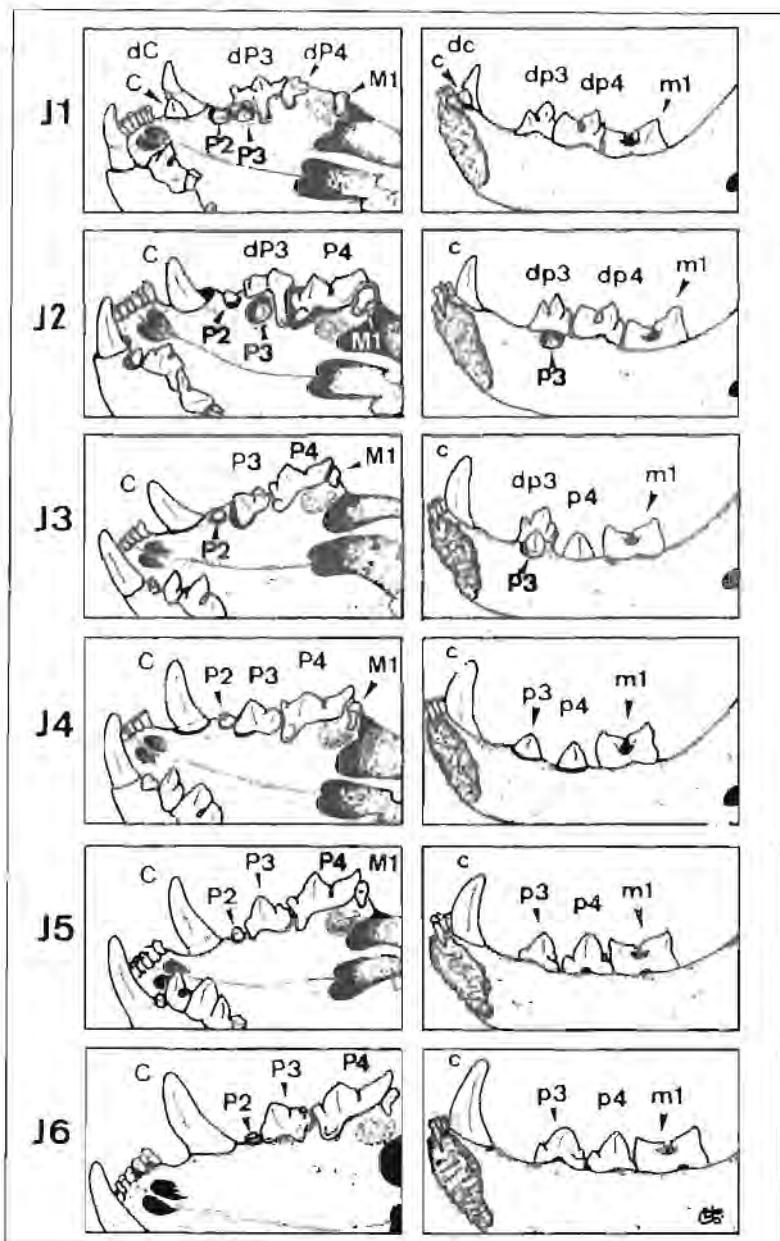


Figura 3. Estados de desarrollo dentario correspondientes a las clases de edad relativa establecidas para juveniles de *Felis silvestris*.

*Tooth development stages corresponding to relative age classes established for juvenile specimens of *Felis silvestris*.*

TABLA 1

Características de las clases de edad relativa establecidas (J0-J6) a partir del estado de desarrollo dentario de cada individuo. En la columna de la derecha se indica el número de ejemplares asignados a cada clase de edad.

Characteristics of relative age classes established (J0-J6) from dental development observed in each individual. Right column shows the number of specimens assigned to each age class.

CLASE DE EDAD	CARACTERÍSTICAS DENTARIAS	Nº EJEMPLARES
J0	Toda la dentición decidua brotada, sin comenzar su reemplazamiento por la definitiva.	0
J1	I/i y P2 reemplazándose. C/c comenzando a brotar junto a dC/dc. P4 empezando a brotar junto a dP4. M1 brotado, m1 brotando.	7
J2	I/i y P2 brotados. C/c brotando. P3 comenzando a brotar junto a los deciduos. m1 y P4 brotando.	4
J3	C/c brotando. P3 brotando. p3 y p4 comenzando a brotar. m1 y P4 completamente brotados.	3
J4	Toda la dentición definitiva completamente brotada, excepto p3 y p4.	6
J5	Toda la dentición definitiva brotada. Foramen apical de la raíz de C1 abierto.	25
J6	Toda la dentición definitiva brotada. Foramen apical de la raíz de C1 cerrado.	10
TOTAL		55

Los estados de recambio dentario observados en las clases de edad J1-J4 indican la existencia de una secuencia de reemplazamiento común para toda la muestra (ver más abajo). Dicha secuencia es la siguiente: los primeros dientes que se recambian son los incisivos y P2; a continuación empiezan a brotar los molares y caninos; después se reemplazan los P4 seguidos de P3, p4 y p3. M1 y m1 no son reemplazados, pues no existen molares deciduos.

I 1 - I 2 - I 3 + M1 - P4 - P3

 i 1 - i 2 - i 3 + m1 ----- p4 + p3

 L..... c1l

Los incisivos y molares homólogos superiores e inferiores brotan simultáneamente, pero los premolares inferiores brotan retrasados con respecto a

los superiores. Los caninos empiezan a brotar al mismo tiempo que I3/i3, terminando los superiores cuando lo hace P3, y los inferiores al mismo tiempo que p3 y p4.

La distancia entre la carníceras y la articulación mandibular es, en promedio, el 51% (n=8) para las carníceras definitivas y el 62% (n=3) para las deciduas.

En cuanto a la sincondrosis preesfenoidal, se encontraron tanto el patrón A (34%) como el B (66%, n=32 individuos). Las frecuencias fueron similares en los dos grupos de diferente procedencia geográfica.

El hueso interparietal tiene forma triangular y las dos partes que lo forman se unen en etapa embrionaria. Sin embargo, las suturas que lo unen a los parietales no están osificadas en los ejemplares de edad más avanzada (clase J6).

En los individuos más jóvenes de nuestra muestra, las líneas temporales (Fig. 1) están muy separadas y poco conspicuas (Fig. 2, Tipo A). Con la edad, las líneas se van haciendo más patentes y se reduce la distancia entre ambas.

La cresta sagital (Fig. 1) no existe en los ejemplares más jóvenes de la muestra (Fig. 2, Tipo A), empezando a desarrollarse en los individuos de la clase J5 (Tabla 2).

No se ha observado variación apreciable en la morfología de las líneas temporales en los individuos del grupo A, presentando todos el tipo A (Tabla 2). En cuanto al grupo B, se ha observado variación en la morfología de las líneas temporales y la cresta sagital (variable LIRA), así como en los valores de las variables métricas que las definen, en relación con la edad y el sexo de los individuos. En general, parece observarse una tendencia a valores más bajos de ALT y valores más altos de LCS en los individuos de mayor tamaño craneal (LT), es decir, machos respecto a hembras, y J6 respecto a J5 (Tabla 2).

DISCUSIÓN

La secuencia de reemplazamiento dentario observada en la muestra es muy similar a la descrita para el género *Lynx* (García-Perea 1996). Las únicas diferencias detectadas consisten en una erupción más rápida de los caninos y la erupción simultánea de p3 y p4 en *F. silvestris* (p4 brota antes que p3 en el género *Lynx*).

La falta de sincronía en el reemplazamiento de los premolares homólogos superiores e inferiores de *Felis silvestris* parece atender a una necesidad funcional relacionada con las muelas carníceras. La morfología y función carníceras residen en el par dP3/dp4, y son asumidas más tarde por P4/m1. Las carníceras definitivas empiezan a brotar posteriormente al inicio de la erup-

TABLA 2

Intervalos de valores observados (en mm) en la muestra para las variables analizadas según la edad, sexo y procedencia geográfica. LT, ALT y LCS están definidas en Fig. 1. Se incluyen datos de individuos con cráneo completo pertenecientes a las clases de edad J5 y J6 (la cresta sagital no aparece en individuos más jóvenes). Grupo A = zona norte; Grupo B = zona centro-sur; LIRA = morfotipo de líneas temporales y cresta sagital (según descripción en Material y Métodos y Fig. 2); (—) = sin datos.

Ranges of observed values (in mm) in the sample for variables analyzed versus age, sex and geographic origin. LT, ALT, and LCS are defined in Fig. 1. Specimens with complete cranium assigned to age classes J5 and J6 are included (younger specimens show no sagittal crest). "Grupo A" = northern area; "Grupo B" = central-southern area; LIRA = morphological types of temporal ridges and sagittal crest (after description in "Material y Métodos" and Fig. 2); (—) = no data.

			GRUPO A				GRUPO B				
			LT	ALT	LCS	LIRA				LIRA	
J5	♂♂	n=3	84-87	25-26	0	A	n=5	92-95	14-21	12-17	B-C
	♀♀	n=4	82-86	25-28	0	A	n=5	85-93	16-23	0 11-12	A B
J6	♂♂	n=0	—	—	—	—	n=4	96-104	8-20	12-25	B-C
	♀♀	n=1	81	20	0	A	n=1	87	25	0	A

ción de los caninos, por tanto cuando los individuos tienen una edad superior a 3 meses y medio (Schauenberg 1980). Si asumimos que los individuos están destetados desde los 2 meses (Ewer 1973) y que dependen exclusivamente del alimento sólido, es lógico pensar que necesiten un par de carníceras perfectamente funcionales. El hecho de que las carníceras deciduas no sean piezas homólogas a las carníceras definitivas parece ser, pues, una estrategia para evitar que la erupción de estas últimas interfiera la funcionalidad de las primeras. Sólo cuando P4 y m1 han brotado lo suficiente para ser funcionales, se pierden dP3 y dp4, y brotan sus homólogas definitivas. De este modo, se asegura la posesión de un par de carníceras funcionales en todo momento. Este mecanismo de reemplazamiento de las muelas carníceras ha sido observado también en el gato doméstico (Gaunt 1959) y en los representantes actuales del género *Lynx* (Tumlison y McDaniel 1984, García-Perea 1996).

Gaunt (1959) menciona que las carníceras deciduas y permanentes mandibulares se sitúan en el gato doméstico en el 53% de la longitud mandibular. Estos datos estarían en concordancia con los requerimientos anatómicos establecidos por Greaves (1983) para una mordida más eficiente en carnívoros. Nuestros resultados concuerdan con Gaunt (1959) y Greaves (1983) para las muelas carníceras definitivas (51%), pero no para las carníceras deciduas (62%). Este hecho probablemente se debe, como ya apuntó Gaunt (1959), a un compromiso entre la eficiencia funcional de las carníceras deciduas y la necesidad de que exista un espacio para que broten las carníceras definitivas.

La presencia en la muestra de estados de osificación de la sincondrosis preesfenoidal asignables a los dos patrones descritos previamente constituye un hecho inesperado, ya que en el género *Lynx* dichos patrones aparecen asociados a especies concretas. La búsqueda de una asociación entre la presencia de un patrón y ciertos factores tales como sexo, edad y procedencia geográfica dentro de la muestra ha dado resultados negativos, por lo que son necesarias posteriores investigaciones que permitan aclarar las causas de esta variación.

Nuestros resultados destacan la presencia de crestas sagitales más desarrolladas en los machos que en las hembras, y en el grupo B (zona centro-sur) con respecto al grupo A (zona norte). El hecho de que los machos y los individuos del grupo B tengan mayor tamaño craneal sugiere la existencia de una correlación positiva entre el grado de desarrollo de la cresta sagital y el tamaño craneal, aunque el pequeño tamaño de la muestra ha impedido hacer los análisis estadísticos adecuados para corroborar esta hipótesis, ya confirmada para otras especies de félidos (García-Perea 1994, 1996).

Las diferencias observadas entre los individuos de los grupos A y B apoyan nuestra hipótesis de partida, que considera la existencia de las dos formas taxonómicas citadas para la Península Ibérica por Cabrera (1914). No

obstante, esta hipótesis necesita ser confirmada con nuevas investigaciones basadas en muestras adicionales de individuos juveniles y adultos.

AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento a los compañeros de la antigua Unidad de Zoología Aplicada (Madrid) por proporcionar el material para este estudio. La elaboración de este artículo ha contado con el apoyo del proyecto DGICYT PB92-0121.

BIBLIOGRAFÍA

- CABRERA, A. (1914). *Fauna Ibérica. Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- CONDÉ, B. y P. SCHAUNBERG (1978). Remplacement des canines chez le chat forestier *Felis silvestris* Schreb. *Revue Suisse Zool.* 85: 241-245.
- CONVENTION ON THE CONSERVATION OF EUROPEAN WILDLIFE AND NATURAL HABITATS (1993). Seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). Council of Europe Press. Strasbourg.
- EWER, R.F. (1973). *The carnivores*. Cornell University Press, Ithaca.
- FERNÁNDEZ, E. Y F. DE LOPE (1990). Sobre el dimorfismo sexual en el cráneo de gato montés *Felis silvestris* Schreber, 1777, en el suroeste ibérico. *Doñana, Acta Vertebrata* 17: 213-219.
- FERNÁNDEZ, E., F. DE LOPE Y C. DE LA CRUZ (1992). Morphologie crânienne du chat sauvage (*Felis silvestris*) dans le sud de la Péninsule Ibérique: importance de l'introgression par le chat domestique (*F. catus*). *Mammalia* 56: 255-264.
- GARCÍA-PÉREA, R. (1991). *Variabilidad morfológica del género Lynx Kerr, 1792 (Carnivora : Felidae)*. Tesis doctoral. Universidad Complutense, Madrid.
- (1994). The pampas cat group (genus *Lynchailurus*) (Carnivora, Felidae), a systematic and biogeographic review. *American Museum Novitates* 3096: 1-35.
- (1996). Patterns of postnatal development in skulls of lynxes, genus *Lynx* (Mammalia : Carnivora). *J. Morphol.* 229: 241-254.
- GAUNT, W.A. (1959). The development of the deciduous cheek teeth of the cat. *Acta Anat.* 38: 187-212.
- GREAVES, W.S. (1983). A functional analysis of carnassial biting. *Biol. J. Linn. Soc.* 20: 353-363.
- MOORE, W.J. (1981). *The Mammalian Skull*. Cambridge University Press, Cambridge.
- SCHAUNBERG, P. (1969). L'identification du chat forestier d'Europe *Felis s. silvestris* Schreber, 1777 par une méthode ostéométrique. *Revue Suisse Zool.* 76: 433-441.

- (1977). La stature du chat forestier *Felis silvestris* Schreb. et la variabilité morphologique de l'espèce. *Revue Suisse Zool.* 84: 323-337.
- (1980). Note sur le squelette et la maturité physique du chat forestier *Felis silvestris* Schreb. *Revue Suisse Zool.* 87: 549-556.
- TUMLISON, R. Y V.R. MCDANIEL (1984). Morphology, replacement mechanisms, and functional conservation in dental replacement patterns of the bobcat (*Felis rufus*). *J. Mamm.* 65: 111-117.

Recibido, 18 enero 1996; aceptado, 18 julio 1996.

PRESENCIA Y EXPANSIÓN DEL VISÓN AMERICANO (*MUSTELA VISON*) EN LAS PROVINCIAS DE TERUEL Y CASTELLÓN (ESTE DE ESPAÑA)

JUAN JIMÉNEZ¹, JOSE M. GONZÁLEZ², LIBERATO FORTEA² Y MARTÍN SURROCA¹

¹ *Conselleria de Agricultura y Medio Ambiente. C/ Herrero, 23. 12071 CASTELLÓN*

² *Servicio Provincial de Medio Ambiente. C/ S. Francisco, 27. 44071 TERUEL*

RESUMEN

Se presenta la información obtenida sobre la presencia del visón americano (*Mustela vison*) en las provincias de Castellón y Teruel. La especie ha colonizado las cuencas del Mijares y del Palancia a partir del escape de diversas granjas de peletería instaladas durante los años 80. Se estudia la expansión de la especie en el Mijares a partir de datos publicados y de los resultados de sondeos de campo realizados en 1993 y 1995. Tras una rápida colonización inicial (90 km de río en el primer año), la especie ha continuado su expansión a un ritmo más lento (151 km en el quinto año). El sondeo del Palancia (1995) comprueba por primera vez la presencia de visón en libertad en esta cuenca. La información se completa con encuestas que revelan la presencia de la especie en otras zonas no muestreadas. A la luz de los resultados obtenidos se discute el proceso de escape y aclimatación de la especie al medio, señalando su relación con competidores (nutria) e hidrología en un ambiente mediterráneo.

Palabras claves: Castellón, expansión, *Mustela vison*, Teruel.

ABSTRACT

Presence and expansion of the mink (Mustela vison) in the provinces of Teruel and Castellón (Eastern Spain).

Information on the presence of the american mink (*Mustela vison*) in the provinces of Castellón and Teruel is presented. The species has spread through the Mijares and Palancia river basins starting from animals that escaped fur farms established in the area in the 80's. The expansion of the mink in the Mijares river is studied from literature data and field surveys carried out in 1993 and 1995. After a fast initial colonization (90 km of rivers in the first year), the species has continued its expansion at a slower rate (151 km at the fifth year). The Palancia survey (1995) proved, for the first time, the presence of the mink in this basin. The information is completed with interviews that reveal the presence of the species in other areas not surveyed. In the light of the data presented the escape process and species' naturalization are discussed, pointing out its relation with competitors (otter) and hydrology in a mediterranean environment.

Key words: Castellón, expansion, *Mustela vison*, Teruel.

INTRODUCCIÓN

La aparición de las primeras granjas de visones americanos (*Mustela vison*) en España hacia finales de los años 50, produjo el pronto establecimiento de poblaciones silvestres en su entorno en diversas zonas de centro y norte del país (ver revisión de Palomares 1991 y Ruiz-Olino et al. en prensa). En los años 80 se instalan nuevas granjas en las provincias de Teruel (Sarrión, La Puebla de Valverde) y Castellón (Chóvar, Navajas y Viver). La recesión del mercado provocó el cierre progresivo de estas granjas a partir de 1990, quedando en activo en 1995 únicamente la de Viver. Se tiene constancia del escape de animales desde la instalación de las granjas, pero sólo recientemente se ha procedido a realizar sondeos de campo para comprobar la aclimatación y expansión del visón en las cuencas fluviales aledañas.

El primer sondeo de campo se realizó por la Diputación General de Aragón en 1991 en la cuenca del Mijares turolense, a raíz del masivo escape de animales producido en la granja de Sarrión en 1990, al quebrar la explotación (Jordan et al. 1993). Estimado en más de 400 ejemplares, este escape produjo una rápida colonización de la cuenca. Para comprobar la expansión de esta población, y reunir información sobre escapes de otras granjas, se han realizado nuevos sondeos en 1993 y 1995.

ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

La delimitación de la zona prospectada se realizó en base a la situación de explotaciones de visones conocidas, bien en activo o abandonadas, en las provincias de Teruel y Castellón. El trabajo de campo se llevó a cabo fundamentalmente en las cuencas fluviales aledañas de Mijares y del Palancia (Fig. 1), zonas relativamente secas (450-600 mm de precipitación anual). El primero de los ríos drena una cuenca de 4028 km², con una longitud del cauce principal de 156 km. El Palancia discurre íntegramente por la provincia de Castellón, con una longitud de 85 km y drenando una cuenca de 911 km². Ambos cursos están sometidos a importantes aprovechamientos de caudales, bien sea para el regadío o hidroeléctricos, lo que impone caudales circulantes usualmente inferiores a 1 m³/seg y largos tramos con pozas aisladas durante el verano.

Los sondeos de campo se realizaron mediante el establecimiento de estaciones de muestreo a lo largo de la red principal y afluentes. El método empleado fue idéntico al utilizado para sondeos de nutria (Jiménez et al. 1990): prospección de un mínimo de 200 m de ribera en el caso de estaciones donde se encontraran indicios de la presencia de la especie, y de un máximo de 600 m cuando no se hallan. Se consideraron señales positivas de la presencia de visón únicamente excrementos y huellas. A la vez, en estas estaciones se anotó la presencia de señales de nutria (*Lutra lutra*).

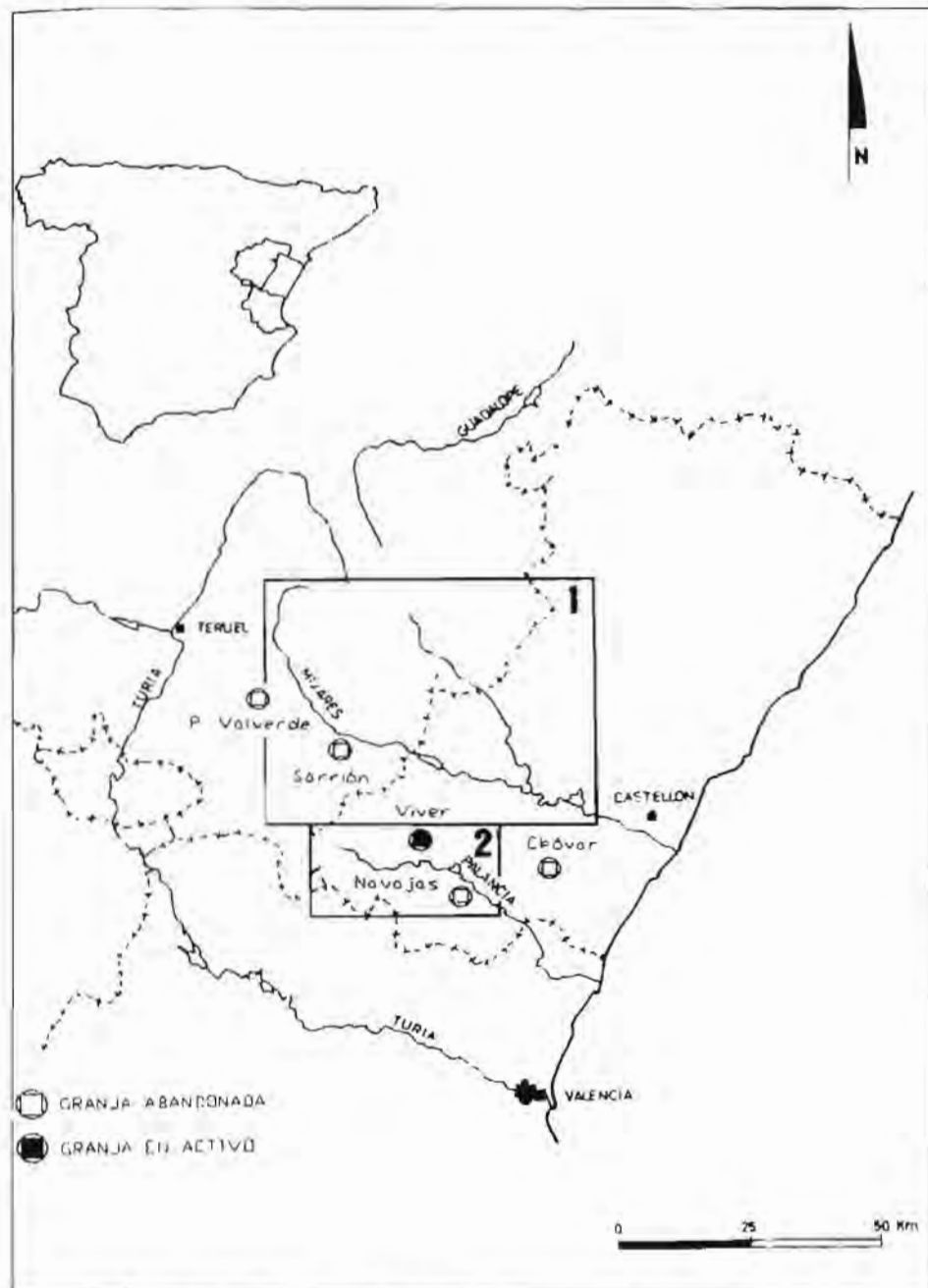


Figura 1. Área de estudio. 1: Cuenca del Mijares, 2: Cuenca del Palancia.

Study area. 1: Mijares basin, 2: Palancia basin.

Como punto de partida se utilizaron los datos del sondeo de 1991 realizado por Jordán et al. (1993). El muestreo de 1993 se realizó únicamente en el Mijares, entre septiembre y octubre, y el de 1995, en el Mijares y en el Palancia, entre octubre y noviembre. Además, en los dos años se visitaron también algunas estaciones en afluentes del Turia próximos a la cuenca del Mijares en la provincia de Teruel.

Paralelamente, entre 1993 y 1995, se realizaron encuestas en la provincia de Castellón (cuencas del Mijares, Palancia y Espadán) sobre observaciones de visones en libertad a la guardería forestal, pescadores y ribereños. Igualmente, se visitó la única granja en funcionamiento en toda la zona de estudio (Viver), inspeccionando el cercado y preguntando por los escapes.

Para calcular la tasa de expansión TE se utilizó la fórmula (Hengeveld 1989):

$$TE = \frac{S}{t}$$

donde S es el área ocupada por la especie, expresada en nº de cuadrículas UTM de 10 x 10 km, y t es el tiempo, expresado en años desde el primer escape de animales.

RESULTADOS

En 1993 se muestrearon 27 estaciones en el Mijares en la provincia de Teruel, apareciendo señales de visón en 17. En 1995 se muestrearon 52 estaciones en este río en las provincias de Teruel y Castellón, resultando 23 positivas. El sondeo del Palancia de 1995 consistió en 9 estaciones, de las que tres fueron positivas. De las encuestas se obtuvieron un total de 43 observaciones de visón: 21 del Mijares (1992-95), 18 del Palancia (1989-95) y 4 de Espadán (1987-88). A partir de estos puede describirse el proceso de colonización de la especie.

Cuenca del Mijares: La única granja localizada junto a la cuenca fue la de Sarrión. En el estudio publicado previamente se comprobó que el escape masivo ocurrido en julio de 1990 produjo la detección de rastros de la especie a lo largo de 90 km de cuenca del Mijares turolense en sólo un año, ocupando estaciones situadas dentro de un radio de 20 km desde la granja de origen (Fig. 2a).

El sondeo realizado en 1993 refleja una distribución parecida en el cauce principal, con diferencias en la presencia de señales en los afluentes (Fig. 2b). Las encuestas realizadas en Castellón indican la presencia de la especie ese año, sin llegar al embalse de Arenós. Sumando la longitud de cauce entre estaciones positivas extremas (incluyendo las referencias de Cas-

tellón) se alcanzan 110 km de río, estando el punto más alejado (río Alcalá) a 22 km de Sarrión. En las 27 estaciones visitadas, sólo encontraron señales de nutria en 6 (22,2%).

El sondeo de 1995 mostró una rápida colonización del Mijares en la provincia de Castellón, extendiéndose hasta la confluencia con el Villahermosa. En total aparecieron 151 km de cauce ocupados, localizándose el punto más alejado a 41 km de Sarrión (Fig. 2c). En las 52 estaciones visitadas se encontraron señales de nutria en 3 (5,8%). La progresión de esta población en la cuenca del Mijares tras los 5 primeros años del escape de Sarrión puede verse en la Tabla 1. Puede apreciarse una rapidísima colonización en el primer año, una ralentización hacia 1993 y una nueva expansión en 1995, provocada básicamente por la superación del embalse de Arenós

Cuenca del Palancia: Sólo se comprobaron escapes de la granja de Viver, todavía en activo. La primera noticia de un animal observado en el río data de 1989, aunque empiezan a ser numerosas a partir de 1993. En el sondeo realizado en 1995 se detectó la presencia del visón a lo largo de 21 km de cauce, con una distancia máxima desde la granja de origen de 6 km (Fig. 3). La expansión de la especie en este río parece muy lenta, habiendo colonizado sólo 2 cuadrículas de 10 x 10 km en un mínimo de 2 años ($TE < 1,0$). De las 9 estaciones visitadas sólo 2 (22,2%) resultaron positivas para nutria.

Otras cuencas: Durante 1993 y 1995 se visitaron estaciones de los ríos de Arcos (1) y Camarena (2), afluentes del Turia en Teruel. A pesar de que esta cuenca dista menos de 20 km de la granja de Sarrión, y el río de Arcos apenas 5 km de la cuenca del Albentosa, no se encontraron señales de visón en ningún caso. Respecto a los escapes de la granja de Chóvar, las encuestas ofrecieron datos de animales vistos en libertad entre 1987 y 1988, alejadas en algún caso hasta 6 km de la granja por pequeños arroyos de la sierra de Espadán. Desde la clausura de la granja no se han recibido más noticias.

TABLA 1

Colonización de la cuenca del Mijares por el visón a partir del escape masivo de la granja de Sarrión (1990). TE es la tasa de expansión calculada según Hengeveld (1989).

Colonization of the Mijares basin by the mink from the massive escape of Sarrión farm (1990). TE is the rate of expansion as proposed by Hengeveld (1989).

Año	km ocupados	nº cuadrículas UTM 10x10 km ocupadas	TE	fuentes
1991	90	8	8,0	Jordan et al. 1993
1993	120	8	2,7	presente estudio
1995	151	11	2,2	presente estudio

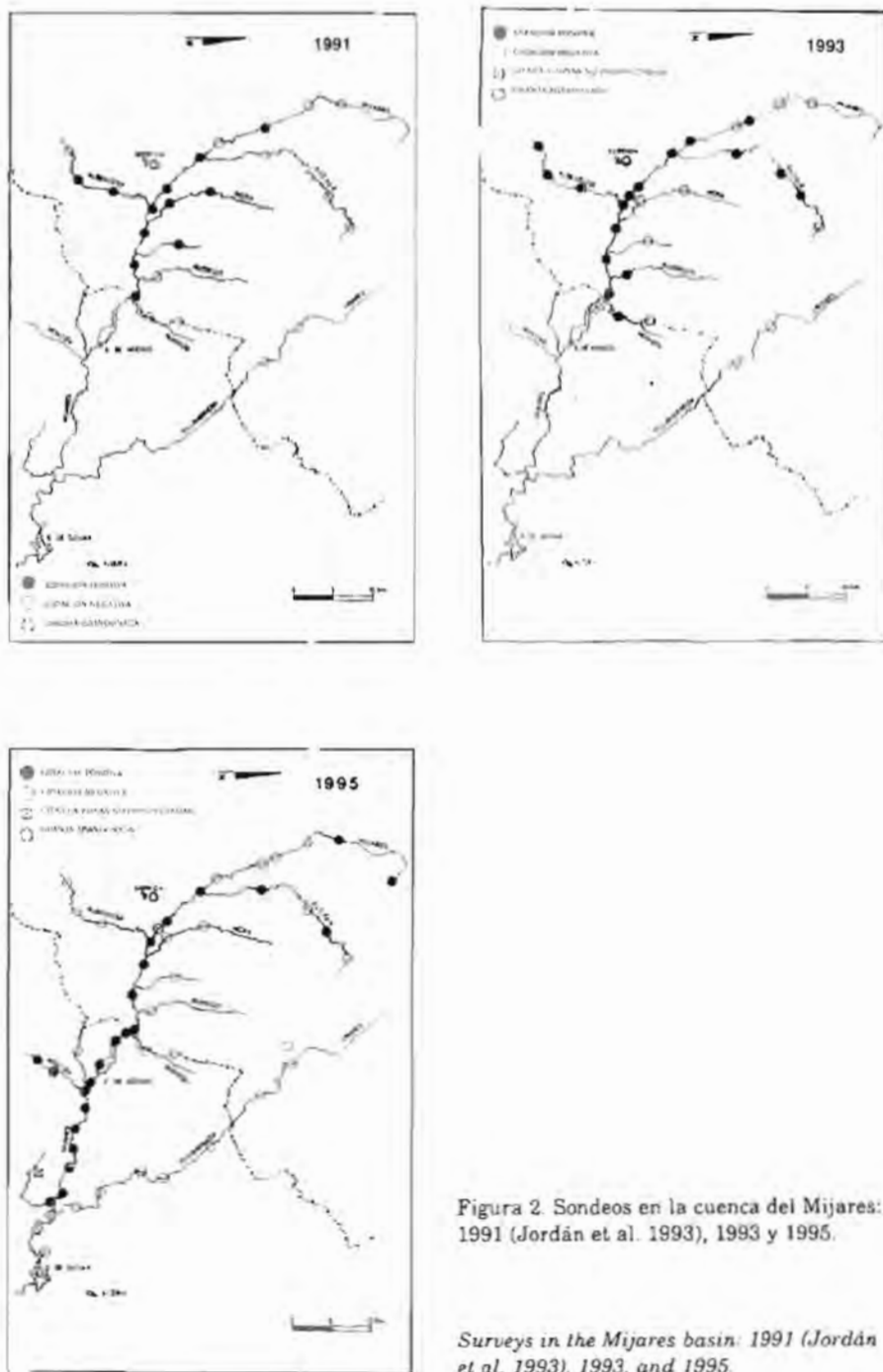


Figura 2. Sondeos en la cuenca del Mijares: 1991 (Jordán et al. 1993), 1993 y 1995.

Surveys in the Mijares basin: 1991 (Jordán et al. 1993), 1993, and 1995.



Figura 3. Sondeo en el río Palancia (1995).

Survey in the Palancia river (1995).

DISCUSIÓN

Ruiz-Olmo et al. (en prensa) hacen la primera revisión del proceso de escape de granjas y colonización por parte del visón americano en España, analizando la información recopilada en algunos casos muchos años después de la primera liberación (ver p. ej. Vidal-Figueroa y Delibes 1987 y Bravo y Bueno 1992). En los casos aquí presentados pueden seguirse estos acontecimientos desde las primeras noticias de los escapes. En concreto, la polémica desatada por la masiva liberación de ejemplares de la granja de Sarrión, unida a la tenue red hidrográfica mediterránea, permite reconstruir con detalle la colonización del Mijares desde un año después del escape de los visones.

Se tiene constancia de escapes de visones desde la puesta en funcionamiento de las tres granjas que se han conocido en activo (Sarrión, Viver, Chóvar). Una inspección realizada en Viver el 3/10/95 (cuando albergaba cerca de 10000 ejemplares), descubrió 26 puntos posibles de escape a lo largo de un

perímetro vallado de 420 m. Consultado el personal de la granja afirmó que escapaban más las hembras que los machos, bien por su menor tamaño o por su "carácter más inquieto". Además la proporción entre sexos de reproductores está, por razones obvias, muy sesgada hacia las hembras (1M:6H y 1M:7H respectivamente en las granjas de Sarrión y Viver). Por último, de 6 ejemplares encontrados muertos en Castellón (correspondientes presuntamente a escapes recientes de las granjas de Chóvar y Viver) y de los que se conoce el sexo, 5 fueron hembras. En estas condiciones puede asegurarse un alto potencial reproductor a partir del escape de pocos ejemplares.

La colonización registrada en el Mijares en el primer año tras el escape (Jordán et al. 1993) es la más rápida registrada en España (Ruiz-Olmo et al. en prensa), lo que, como señalan estos últimos autores, se puede relacionar con el carácter masivo del escape. Hay que señalar no obstante que los sondeos posteriores demuestran una disminución de la velocidad de expansión hasta alcanzar niveles parecidos a los de otras poblaciones aclimatadas en España ($TE = 1,5 - 4,6$). Por tanto, cabe suponer que la velocidad inicial de expansión, condicionada por el número de ejemplares fundadores, se puede ver a continuación modificada por otros factores del propio medio a colonizar.

Como indican Vidal-Figueroa y Delibes (1987) y Ruiz-Olmo et al. (en prensa) la existencia de buenas poblaciones de nutria puede suponer un obstáculo a la expansión del visón, lo que no sería el caso del Mijares y del Palancia donde aquella especie es muy escasa. Por otra parte, se ha indicado que los embalses pueden representar un cierto freno para la colonización (Bravo y Bueno 1992), pero, como demuestra la superación de la presa de Arenós en el Mijares (130 Hm³, 100 m de altura), no suponen una limitación definitiva a la expansión. Por el contrario, la propia red fluvial actúa a la vez como vía y límite de la colonización. En las zonas montañosas mediterráneas, con una red fluvial poco densa y fuerte estiaje, parece difícil que se aclimate la especie sin contar con un escape masivo y sin el apoyo de un río de un cierto caudal y extensión. En este sentido, debe señalarse que las poblaciones estudiadas representan el límite meridional de la especie en Europa (Dunstone 1993), lo que ayudaría a explicar la disminución de la tasa de expansión en el Mijares (Tabla 1), al contrario de lo que ocurre en otras poblaciones ibéricas asentadas en regiones más húmedas (Ruiz-Olmo et al. en prensa). Las dificultades de colonización y expansión del visón en ambientes mediterráneos justificaría también la lenta colonización del Palancia y el aparente fracaso de los escapes de la granja de Chóvar, en la Sierra de Espadán, aislada de cuencas importantes y drenada por arroyos que permanecen secos gran parte del año.

AGRADECIMIENTOS

En los sondeos realizados en 1993 y 1995 colaboraron diversos agentes forestales de las provincias de Teruel y Castellón, y en particular: Dimas Gómez, Juan Gil, Adolfo Murria y Jorge

Gago. Los autores desean expresar su agradecimiento a Jordi Ruiz y Francisco Palomares por la revisión y sugerencias sobre un primer borrador de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- BRAVO, C. y F. BUENO (1992). Nuevos datos sobre el visón americano (*Mustela vison*) en España Central. *Ecología* 6: 161-164
- DUNSTONE, N. (1993). *The mink*. T & AD Poyser Ltd. Londres.
- HENGEVELD, R. (1989). *Dinamics of biological invasions*. Chapman & Hall. Nueva York.
- JIMÉNEZ, J., M. DELIBES y A. CALLEJO (1990). Método de muestreo y discusión del mismo. Pp. 9-14 en: Delibes, M. (ed.). *La nutria* (*Lutra lutra*) en España. Icona Serie Técnica. Madrid.
- JORDÁN, G., J. MARCO, C. GORTÁZAR y C. CALVETE (1993). Distribución del visón americano (*Mustela vison*) en la Comunidad Autónoma de Aragón. P. 41. *Resúmenes I Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos*. SECEM. Molina (Málaga).
- PALOMARES, F. (1991). Situation of the European and American mink populations in the Iberian peninsula. *Mustelid & Viverrid Conservation*, 4: 16.
- RUJZ-OLMO, J., S. PALAZÓN, F. BUENO, C. BRAVO, I. MUNILLA y R. MORENO (en prensa). Distribution, status and colonization process of the American mink *Mustela vison* in Spain. *Journal of Wildlife Research*.
- VIDAL-FIGUEROA, T. y M. DELIBES (1987). Primeros datos sobre el visón americano (*Mustela vison*) en el suroeste de Galicia y noroeste de Portugal. *Ecología* 1: 145-152.

Recibida, 6 febrero 1996; aceptado, 18 julio 1996.

PREFERENCIAS DE HÁBITAT INVERNAL DE LA MUSARAÑA COMÚN (*CROCIDURA RUSSULA*) EN UN ENCINAR FRAGMENTADO DE LA SUBMESETA NORTE

C. LUIS ALONSO¹, JUAN M. DE ALBA, ROBERTO CARBONELL¹,
MARINO LÓPEZ DE CARRIÓN, CRISTINA MONEDERO, FRANCISCO J.
GARCÍA² Y TOMÁS SANTOS¹

¹Departamento de Biología Animal I (Zoología), Facultad de Biología, Universidad Complutense, 28040 Madrid

²Museo Nacional de Ciencias Naturales. Dpto. Biodiversidad. José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid.

RESUMEN

En este trabajo se analiza la distribución y las preferencias de hábitat de la musaraña común *Crocidura russula* en un archipiélago forestal de la submeseta norte. El trabajo se realizó durante el invierno de 1995 en 3 encinares mayores de 40 ha (bosques control) y 14 fragmentos de encinar inferiores a 2 ha, inmersos en una matriz agrícola cerealista. Se aplicó un esfuerzo de muestreo de 5464 trampas/noche en los bosques y 2800 trampas/noche en los cultivos. Los resultados mostraron una abundancia similar de musarañas en los fragmentos y en los bosques control, y una concentración invernal en el hábitat forestal (112 capturas frente a ninguna en los cultivos) equivalente a la encontrada en otros archipiélagos de la meseta para micromamíferos epigeos en general. Se sugiere que el abandono invernal de los terrenos cultivados debe ser general para los micromamíferos epigeos en la submeseta norte. En lo referente a la selección de hábitat, la musaraña común mostró una marcada preferencia por los encinares abiertos y viejos con abundante pasto y, en segundo lugar, por sectores diversificados florísticamente y con alta cobertura de rebollos; los encinares jóvenes, con elevada cobertura del estrato arbóreo, fueron rechazados sistemáticamente. El análisis de estas preferencias de hábitat, similares en los fragmentos y en los bosques control, permitió elaborar modelos de regresión con un alto poder explicativo de la variación de la abundancia (un 44% y un 66%, respectivamente). Los patrones de distribución registrados se discuten en función de las necesidades de termorregulación de la especie y de las preferencias de hábitat encontradas por otros autores.

Palabras clave: *Crocidura russula*, cultivos, encinares, fragmentación forestal, preferencias de hábitat, submeseta norte, termorregulación social.

ABSTRACT

*Winter habitat preferences of the greater white-toothed shrew *Crocidura russula* in a fragmented holm oak woodland of northern-central Spain*

This work deals with the winter habitat distribution of *Crocidura russula* in a fragmented holm-oak (*Quercus ilex*) woodland localized at a farming region of central Spain. Three forests over 40 ha (control forests) and 14 fragments (up to 2 ha) were sampled with pitfall traps (5464 traps/night), likewise the surrounding cultivated fields (2800 traps/night). Shrews were absent in the fields, while 112 individuals were trapped in the woodland, giving the fragments and

the control forests similar numbers (1.9 and 2.2 individuals/100 traps-night). It is suggested that the concentration within forests is due to communal nesting and social thermoregulation habits in winter and that this distribution pattern is general to the epigeous small mammals in northern-central Spain. Patterns of habitat selection were similar in the fragments and control forests. Shrews selected, by rank order, 1) ancient and low-cover holm oak woodlands with abundant pasture and 2) shrub-tree diverse sites with high-cover of Pyrenean oak (*Quercus pyrenaica*), and avoided young high-cover holm oak woodlands. The regression models obtained explained 66% and 44% of the variance in shrew numbers in the control forests and fragments, respectively.

Key words: Central Spain, *Crocidura russula*, croplands, forest fragmentation, habitat preferences, holm oak woods, social thermoregulation.

INTRODUCCIÓN

En ecosistemas sometidos a una alta tasa de cambio, como son los ecosistemas agrícolas de la región templada (Lowrance et al. 1984, Forman y Godron 1986), se producen fenómenos estacionales de concentración de muchos vertebrados endotermos (Hansson 1979, Tellería et al. 1992). Un grupo especialmente afectado son los micromamíferos epigeos, que debido a problemas de termorregulación necesitan refugios para pasar el invierno (Bourlière 1975, Merrit 1984). Durante esta estación, los ecosistemas agrícolas se transforman en hábitats inhóspitos para los micromamíferos a causa del laboreo de los cultivos (Tellería et al. 1992). Esto explica que las parcelas no cultivadas sean utilizadas como refugio invernal, produciéndose elevadas concentraciones de micromamíferos en pequeños parches de hábitats estables (Alcántara y Tellería 1991, Loman 1991, Alcántara 1992, Díaz 1992, Tellería et al. 1992, Tew y Macdonald 1993). De hecho, algunos estudios han encontrado una relación negativa entre la abundancia invernal de ciertos micromamíferos y el área del parche (Tellería et al. 1991, Redpath 1995). Por tanto, la concentración obligada en estas islas de hábitat podría afectar a las preferencias de hábitat, determinando diferencias dependientes de la densidad entre parches pequeños y grandes.

En la submeseta norte, sometida tradicionalmente a una intensa explotación agrícola (Terán y Solé Sabarís 1978), y con condiciones invernales duras, se ha encontrado una fuerte tendencia de los micromamíferos epigeos a dispersar desde los campos de cultivos a los eriales con la llegada del invierno (Alcántara y Tellería 1991, Tellería et al. 1992), así como densidades invernales muy altas de *Apodemus sylvaticus* en pequeños relictos forestales de encinar (Tellería et al. 1991). En este trabajo, realizado en una comarca de la submeseta norte, se examina el papel de un conjunto de fragmentos forestales aislados en un hábitat agrícola como refugio invernal de la musaraña común (*Crocidura russula*), así como las posibles diferencias en la selección de hábitat entre fragmentos de distintos tamaños.

Dada la alta dependencia térmica de la especie en estudio (Genoud 1988, Cantoni y Vogel 1989), se espera una concentración de musarañas en los bosques, así como diferencias en las preferencias de hábitat entre fragmentos y bosques extensos asociadas a densidades mayores en los primeros. La información sobre las preferencias de hábitat de la musaraña común es escasa y cualitativa (Gosálbez y López-Fuster 1985, Castells y Mayo 1993), por lo que un objetivo adicional de este trabajo es proporcionar unos primeros datos sobre la selección de hábitat de esta especie de musaraña en los encinares, la formación forestal más extendida en el centro de España.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo se desarrolló en una comarca de la submeseta norte próxima a la localidad de La Bañeza (León), situada entre 750 y 900 m.s.n.m., durante los meses de Febrero y Marzo de 1995. La temperatura media anual e invernal es de 11,3°C y 3,5°C respectivamente (Elías y Ruiz 1977). La zona se constituye como un mosaico de bosques de distintos tamaños inmersos en una matriz agrícola cerealista caracterizada por un intenso abandono rural, de modo que los cultivos que rodean a los bosques alternan con rastrojeras en descanso, eriales y pastizales, resultando un retículo de pequeñas parcelas en distintos estados de uso. La cobertura media del arbolado es de 51,2% y su altura media de 5 m. La especie dominante, la encina (*Quercus ilex*), se acompaña de roble melojo (*Q. pyrenaica*) y de un estrato arbustivo dominado por rebrotes de estas dos especies y por *Cistus laurifolius* (para más detalles véase el Apéndice).

Trampeo

Se muestrearon 14 fragmentos inferiores a 2 ha (0,06, 0,22, 0,24, 0,3, 0,75, 0,78, 0,84, 0,86, 0,9, 1,4, 1,56, 1,6, 1,68 y 1,76 ha), 3 encinares control (44, 63 y 217 ha) y los campos agrícolas circundantes. Las musarañas se capturaron con trampas de fosea, altamente eficaces en la captura de insectívoros (Pankakoski 1979, Tellería 1986), siguiendo el procedimiento descrito en Tellería et al (1987). Se colocaron un total de 100 trampas en los cultivos, 94 en los fragmentos (de 6 a 8) y 100 en los bosques control (de 30 a 40). En los fragmentos las trampas se repartieron de forma homogénea, mientras que en los bosques control se distanciaron más de 50 metros, con el fin de evitar posibles interferencias entre trampas. La matriz agrícola se muestreó con líneas de trampas colocadas a intervalos de 45-50 m, alejadas más de 100 m de los fragmentos y más de 30 m de caminos y lindes, para evitar la captura de individuos procedentes de sustratos estables (pastizales, eriales y bosques). Las trampas se instalaron durante la primera decena de Febrero, per-

maneciendo abiertas durante un ciclo lunar completo, a fin de evitar el posible efecto de la luminosidad lunar sobre la capturabilidad (Price et al. 1984, Díaz 1992). El esfuerzo total de muestreo fue de 5464 trampas-noche en medio forestal y 2800 trampas-noche en cultivos.

Preferencias de hábitat.

Se midieron 13 variables de estructura y composición de la vegetación (Apéndice) en unidades de muestreo circulares de 25 m de radio, alrededor de las trampas en los bosques control y repartidas al azar en los fragmentos, tomando en éstos de 1 a 3 muestras dependiendo de su tamaño (1 hasta 0,5 ha, 2 de 0,5 a 1 ha y 3 hasta 2 ha).

Con estas variables, transformadas con el objeto de normalizar los valores originales (Sokal y Rohlf 1981), se realizaron sendos Análisis de Componentes Principales (Bhattacharyya 1981) para la obtención de gradientes ambientales en los fragmentos y en los bosques control. En los primeros, dichos gradientes se extrajeron a partir de una matriz donde los casos se obtuvieron como los valores medios de las variables en cada fragmento, mientras que en los bosques control los casos se obtuvieron a partir de las unidades de muestreo asociadas a cada trampa. Posteriormente se examinó la respuesta de *C. russula* a estos gradientes mediante análisis de regresión entre las tasas de captura (nº de individuos/ 100 trampas-noche) y la situación de cada trampa (bosques control) o fragmento en los gradientes obtenidos (componentes principales; Morrison et al. 1992). La mayoría de las trampas situadas en los bosques control no tuvieron capturas (76 de 100), de modo que estas regresiones se hicieron dividiendo cada componente principal en tramos equivalentes (Rotenberry y Wiens 1980, 1981).

En los fragmentos se realizaron análisis de regresión adicionales con el objeto de corroborar y facilitar la comprensión de los resultados del Análisis de Componentes Principales (Morrison et al. 1992). En primer lugar se realizaron análisis de correlación simple entre las tasas de captura y todas las variables consideradas. Posteriormente, las variables que se relacionaron significativamente se incluyeron en un análisis de regresión múltiple por pasos como variables independientes, frente a las tasas de captura como variable dependiente (véase Yahner 1983 y Angelstam et al. 1987, para un procedimiento similar).

RESULTADOS

No se obtuvieron capturas en los cultivos, mientras que se capturaron 112 musarañas en hábitat forestal, 53 entre los 3 bosques control y 59 en los fragmentos (en 12 de 14). No se encontraron diferencias en la abundancia de musarañas entre ambos tipos de bosque, que presentaron tasas medias de

TABLA 1

Coefficientes de correlación (n=100) entre las variables de estructura y composición de la vegetación de los bosques control y los tres primeros factores del análisis de componentes principales (ns: no significativo; †: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$).

Pearson correlations among the main vegetation traits of the control forests and the three first factors of the Analysis of Principal Components.

VARIABLE	CP 1	CP 2	CP 3
COBPAS.	0,75464**	0,35356**	0,35083**
COBARB.<50	-0,16431ns	-0,02955ns	-0,58037**
COBARB.>50	-0,78652**	0,00185ns	0,00600ns
FLARBUS.	-0,44251**	0,08769ns	0,04598ns
COBARBOL	0,64883**	-0,60910**	0,18237ns
HARBOL	0,57452**	0,40420**	0,19408ns
NTRON1	0,35854†	-0,59852**	-0,25234**
NTRON2	0,64391†	-0,13568ns	0,04697ns
NTRON3	0,03179ns	0,44607**	0,18842ns
COBROB.	-0,71588**	-0,28987**	0,50075**
COBEN.	0,74565**	-0,51912**	0,15416ns
NSARBUS.	-0,66233**	-0,33895**	0,46051**
NSARBOL	-0,40663**	-0,42896**	-0,09318ns
Autovalor	4,37	1,89	1,13
% Varianza	52,6	22,8	13,6
Varianza acumulada	52,6	75,4	89,0

captura de 1,9 y 2,2 individuos/100 trampas-noche, respectivamente (U de Mann-Whitney, $Z=0,31$; $p=0,752$).

La estructura de la vegetación de los bosques control y los fragmentos puede interpretarse de acuerdo con tres componentes principales que explican el 89% (Tabla 1) y el 79,4% (Tabla 2) de la varianza respectivamente. El primer componente (CP1) de los bosques control enfrenta sectores diversificados florísticamente con presencia de robles y arbustos altos frente a encinares de desarrollo medio con sotobosque despejado y pasto abundante. El CP2 muestra en un extremo del gradiente sectores de bosque joven y cerrado, mientras que el otro presenta un encinar viejo y abierto con pasto. El CP3 separa zonas de arbolado joven con un estrato arbustivo bajo (caméfitos) frente a zonas con robles, pastos y diversidad de arbustos. El CP1 de los fragmentos representa un gradiente similar al segundo componente de los bosques control, diferenciándose por la presencia de arbustos bajos en las zonas abiertas. El CP2 enfrenta zonas de matorral alto y desarrollado con zonas de bosque viejo y con pasto. El CP3 separa en el extremo positivo la cobertura de robles y el número de especies de arbustos.

TABLA 2

Coefficientes de correlación (n=14) entre las variables de estructura y composición de la vegetación de los fragmentos forestales y los tres primeros factores del análisis de componentes principales (ns: no significativo; * : p<0,05; ** : p<0,01).

Pearson correlations among the main vegetation traits of the fragments and the three first factors of the Analysis of Principal Components.

VARIABLE	CP 1	CP 2	CP 3
COBPAS	0,56128*	-0,66511**	0,42988ns
COBARB.<50	0,66534**	-0,40655ns	0,39696ns
COBARB.>50	-0,07440ns	0,86733**	-0,03013ns
HARBUS.	-0,02955ns	0,74917**	0,51096ns
COBARBOL	-0,92928**	-0,08526ns	-0,23931ns
HARBOL	-0,66316**	-0,62071*	-0,10234ns
NTRON1	-0,78196**	-0,08048ns	-0,23922ns
NTRON2	-0,75931**	-0,46108ns	0,25612ns
NTRON3	0,28246ns	-0,63553*	-0,08219ns
COBROB	-0,57762*	-0,01647ns	0,61522*
COBEN	-0,90928**	-0,08655ns	-0,29169ns
NSARBUS	-0,52290ns	-0,14408ns	0,63546*
NSARBOL	-0,63257*	0,24893ns	0,52128ns
Autovalor	5,17	3,03	1,94
% Varianza	40,5	23,7	15,2
Varianza acumulada	40,5	64,2	79,4

Las tasas de captura se relacionaron significativamente con CP2 en los bosques control (65,8% de la varianza explicada; Fig. 1) y con CP1 en los fragmentos (29,8% de la varianza explicada; Fig. 2). La regresión múltiple entre las tasas de captura y la situación de los fragmentos en los dos componentes más explicativos explicó un 44% de la varianza [$\log_{10}(\text{tasa de captura}+1)=0,429+0,157(\text{CP1})+0,137(\text{CP3})$; $p=0.0165$ para el modelo]. En ambos tipos de bosque se observa el rechazo de los encinares jóvenes y cerrados, y la preferencia por sectores abiertos con pasto; aparece además una cierta preferencia hacia sectores con presencia de roble frente a encinares jóvenes (CP1 de los bosques control y CP3 de los fragmentos).

Los análisis de correlación simple realizados para los fragmentos mostraron relaciones positivas de la tasa de captura con la cobertura de pastos ($r=0,5827$; $p=0,029$) y de arbustos menores de 50 cm ($r=0,55$; $p=0,042$), y negativas con la cobertura de encinas ($r=-0,6019$; $p=0,023$), la cobertura de árboles ($r=-0,5846$; $p=0,028$) y el número de troncos de diámetro inferior a 10

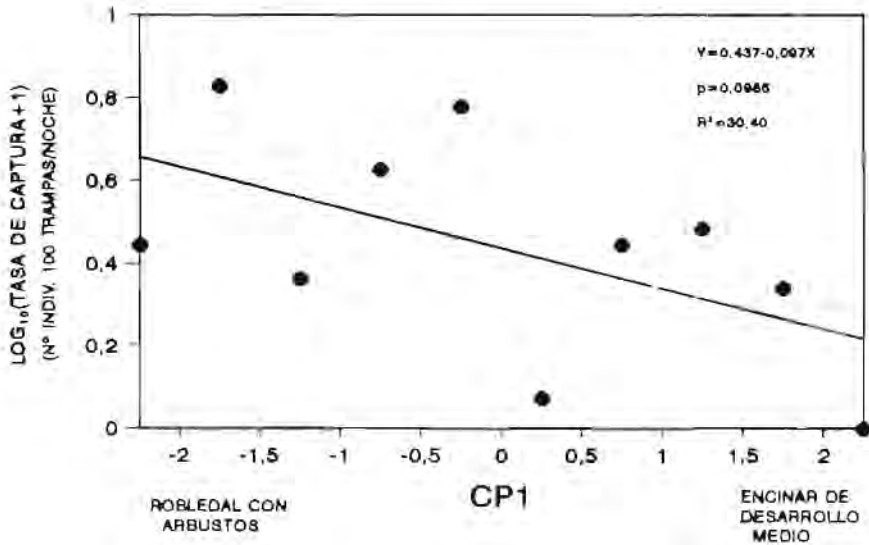
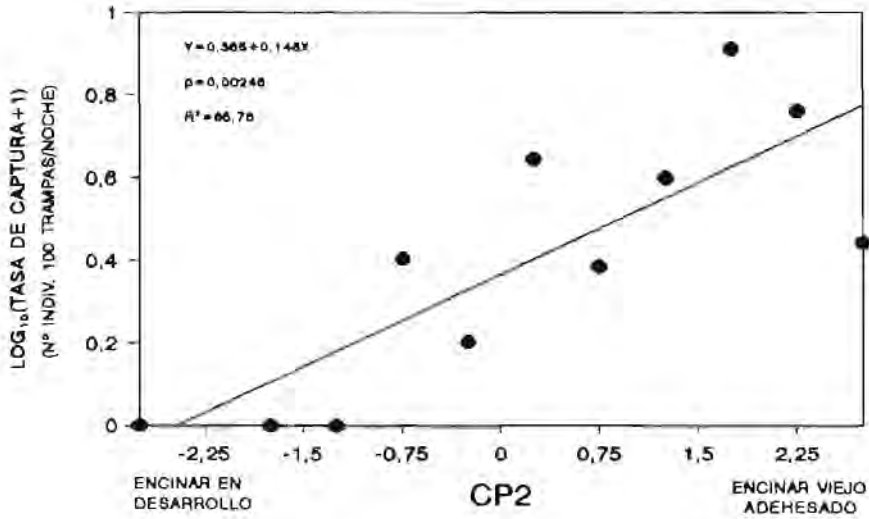


Figura 1. Relación entre las tasas de captura y los dos componentes principales más explicativos de los bosques control (CP2 y CP1; véase Tabla 1).

Regressions among the shrew abundance (n° shrews / 100 traps-night) and the CP1 and CP2 Principal Components of the control forests (see Table 1).

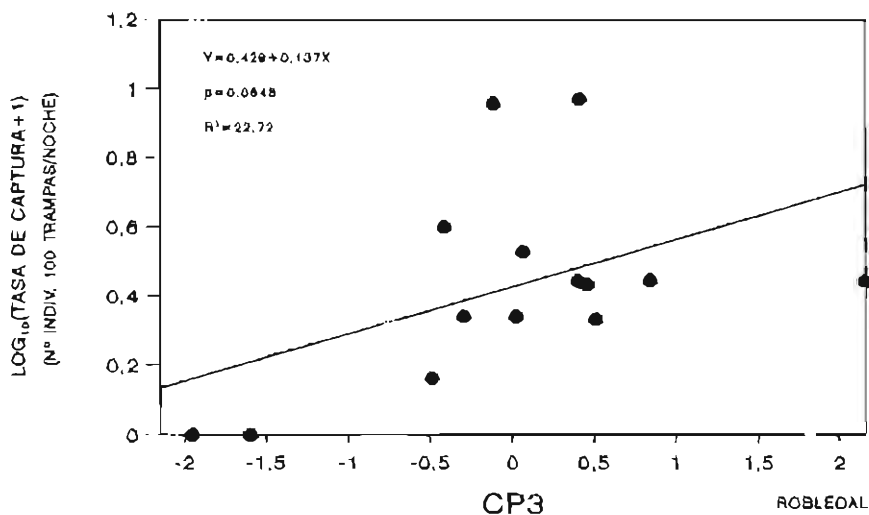
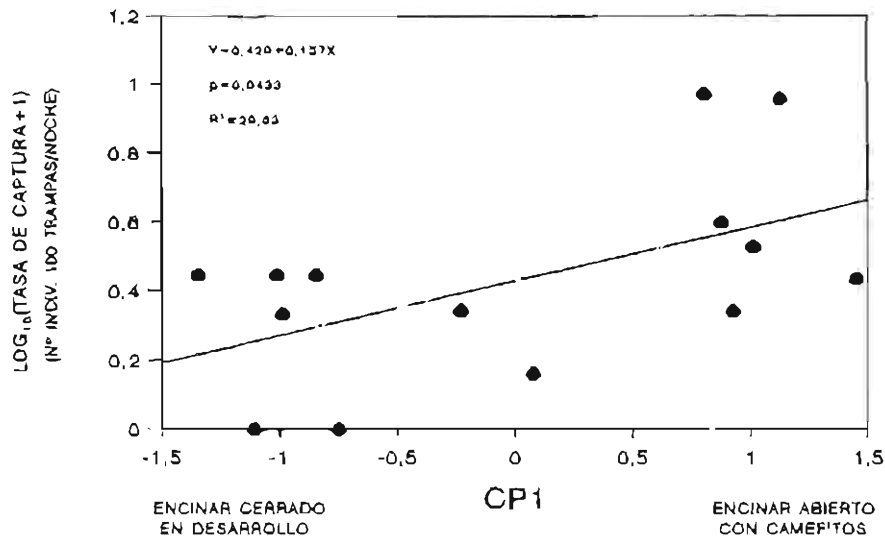


Figura 2. Relación entre las tasas de captura y los dos componentes principales más explicativos de los fragmentos (CP2 y CP3; véase Tabla 2).

Regressions among the shrew abundance (n° shrews/100 traps-night) and the CP2 and CP3 Principal Components of the fragments (see Table 2).

cm ($r=-0,5759$; $p=0,031$). Con estas variables se realizó el análisis de regresión múltiple por pasos, obteniéndose un modelo que incluye únicamente la cobertura de encinas y que explica el 30% de la varianza de las tasas de captura, si bien forzando la entrada de la cobertura de pasto este porcentaje se eleva a un 35,5% [$\log_{10}(\text{tasa de captura}+1)= 0,524+0,296(\text{COBPAS})-0,382(\text{COBEN})$; $p=0,0359$ para el modelo]; estas dos variables se correlacionan negativamente con un valor de 0,547, $p=0,043$.

DISCUSIÓN

Distribución a escala paisajística

Nuestros resultados sugieren una ausencia total de *C. russula* en los cultivos durante el período invernal. Dado que se trata de una especie generalista (Gosálbez y López-Fúster 1985, Castells y Mayo 1993), con una amplia ocupación de los cultivos fuera de la época invernal en paisajes agrícolas similares al estudiado (Alcántara 1992, Tellería et al. 1992), cabe suponer la existencia de poblaciones asociadas a los cultivos que dispersan a los bosques y otros hábitats estables cercanos con la llegada del invierno. Esta interpretación es totalmente acorde con el tipo de diseño energético "barato" de *C. russula*, con un gasto de energía moderado satisfecho en invierno mediante torpor, termorregulación social a través de nidificación comunal y dominios vitales pequeños y solapados (Genoud 1988, Cantoni y Vogel 1989). Los resultados son similares a los encontrados en otras localidades de la submeseta norte donde los parches de hábitat estable fueron eriales o fragmentos forestales y en los que las necesidades de nidificación invernal fueron igualmente apuntadas para explicar el abandono de los cultivos por *C. russula* y/o *A. sylvaticus* (Alcántara y Tellería 1991, Tellería et al. 1991, 1992, Díaz 1992). Ya que estas dos especies son los micromamíferos epígeos con una distribución inter-hábitats más amplia (Tellería et al. 1992, Castells y Mayo 1993, datos inéditos), es probable que sigan patrones de concentración invernal en islas de hábitat estable disponibles en los paisajes agrícolas de esta submeseta (véase Tellería et al. 1991).

Este patrón puede deberse también a otras razones, como a posibles diferencias de disponibilidad trófica entre cultivos y sustratos estables, o al valor antidepredatorio de la cobertura vegetal en estos últimos, si bien falta información para valorarlas. En cuanto a la primera, Tellería et al. (1987) registraron densidades invernales de artrópodos superiores en los cultivos en una localidad de la submeseta norte, mientras que, con respecto a la segunda, Díaz (1992) recogió evidencias a favor del significado antidepredatorio de la cobertura.

La abundancia de musarañas no aumentó al disminuir el área del bosque, conforme a lo esperado, contrastando con los resultados obtenidos para

A. sylvaticus en una localidad equivalente (Tellería et al. 1991). Este resultado, podría deberse en parte a un efecto de paisaje, concretamente a la abundancia de parches de hábitat no forestal favorables para la especie en invierno, como eriales-pastizales (véase el área de estudio).

Preferencias de hábitat

La respuesta de *C. russula* a los gradientes ambientales es similar en los fragmentos y bosques control, mostrando una marcada preferencia por los encinares abiertos, más bien viejos, con escaso sotobosque y abundante pasto que puede acompañarse de caméfitos rastreros y, en segundo lugar, por manchas con "alta" diversidad de árboles y arbustos y elevada cobertura de rebollos, con o sin pastos. Estos dos tipos de hábitat son seleccionados frente a encinares cerrados, con alta cobertura del estrato arbóreo y preferentemente jóvenes. Es de destacar el alto porcentaje de la variación en la densidad explicado por los modelos de regresión (un 44% en los fragmentos y un 66% en los bosques control), que apoyan el significado biológico de los gradientes de estructura de vegetación seleccionados para interpretar la distribución de la especie. Por su parte, los análisis de correlación univariantes confirman estas preferencias.

Los patrones de selección de hábitat extraídos concuerdan a grandes rasgos con las preferencias por hábitats abiertos con alta cobertura de herbáceas apreciadas por otros autores (Saint Girons 1973, Gosálbez y López-Fúster 1985, Churchfield 1990, Alcántara 1992, Tellería et al. 1992). El único estudio cuantitativo de selección de hábitat que incluye encinares (Alcántara 1992), muestra una selección invernal de la cobertura de arbustos rastreros, y de la cobertura herbácea durante todo el año. Según Alcántara (1992), los arbustos rastreros serían seleccionados por su idoneidad como lugares de nidificación invernal, coincidiendo con el papel atribuido a los mismos en eriales de la submeseta norte (Tellería et al. 1992). Estos arbustos no son un elemento constante en los gradientes ambientales seleccionados en el presente estudio (Figs. 1 y 2), por lo que es probable que otras estructuras puedan jugar este mismo papel (Genoud y Hauser 1979, Genoud y Vogel 1981, Alcántara 1992).

El grado de asociación de la especie con los rebollares arbustivos es similar en fragmentos y bosques control, pero la relación con los encinares abiertos y viejos es mucho más intensa en los últimos (Fig. 1 y 2). Esta diferencia puede explicarse por una presunta menor disponibilidad de estos encinares, el hábitat preferido por la especie, en los bosques control, en los que la abundancia de encinas viejas es menor y la de encinas jóvenes mayor que en los fragmentos (Apéndice). Esta diferencia en la estructura del hábitat, asociada probablemente a un mayor abandono y regeneración de los bosques grandes, es general en los encinares de la meseta (datos inéditos), sugiriendo que estas diferencias cuantitativas en el hábitat ocupado podrían ser comunes en todos los encinares fragmentados del centro de España.

AGRADECIMIENTOS

A Mario Díaz y a José Luis Tellería por sus aportaciones. Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia (Proyecto DGICYT PB92-0238) y por un Convenio de Cooperación entre el ICONA (MAPA) y la Universidad Complutense de Madrid.

BIBLIOGRAFÍA

- ALCÁNTARA, M. (1992). *Distribución y preferencias de hábitat de los micro-mamíferos (Insectívoros y Roedores) de la Sierra de Guadarrama*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense, Madrid.
- ALCÁNTARA, M. y J.L. TELLERÍA (1991). Habitat selection of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in cereal steppes of Central Spain. *Z. Säugetierkd.* 56: 347-351.
- ANGELSTAM, P., L. HANSSON y S. PEHRSSON (1987). Distribution borders of field mice *Apodemus*: the importance of seed abundance and landscape composition. *Oikos* 50: 123-130.
- BHATTACHARYYA, H. (1981). Theory and methods of factor analysis of principal components. Pp. 72-79 en Capen, D.E. (ed.). *The use of multivariate statistics in studies of wildlife habitat*. VSDA Forst Service. Vermont.
- BOURLIERE, F. (1975). Mammals, small and large: the ecological implications of size. Pp. 1-9 en Golley, F.B., K. Petruszewicz y L. Ryszkowski (eds.). *Smalls mammals, their productivity and population dynamics*. IBP 5. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- CANTONI, D. y P. VOGEL (1989). Social organization and mating system of free-ranging, greater white-toothed shrews, *Crocidura russula*. *Anim. Behav.* 38: 205-214.
- CASTELLS, A. y M. MAYO (1993). *Guta de los mamíferos en libertad de España y Portugal*. Pirámide, Madrid.
- CHURCHFIELD, S. (1990). *The Natural History of Shrews*. Mammal Society Series. Helm, A. & Black, C, Londres.
- DÍAZ, M. (1992). Rodent seed predation in cereal crop areas of central Spain: effects of physiognomy, food availability and predation risk. *Ecography* 15: 77-85.
- ELÍAS, C.F. y B.L. RUIZ (1977). *Agroclimatología de España*. Cuadernos INIA, núm. 7. Ministerio de agricultura, Madrid.
- FORMAN, R.T.T. y M. GODRON (1986). *Landscape Ecology*. Wiley, New York.
- GENOUD, M. (1988). Energetic strategies of shrews: ecological constraints and evolutionary implications. *Mammal Rev.* 18: 173-193.
- GENOUD, M. y J. HAUSSER (1979). Ecologie d'une population de *Crocidura russula* en milieu rural montagnard (Insectívora, Soricidae). *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 33: 539-554.

- GENOUD, M. y P. VOGEL (1981). The activity of *Crocidura russula* (Insectivora, Soricidae) in the field and in captivity. *Z. Säugetierk.* 39: 78-88.
- GOSÁLBERT, J. y M.J. LÓPEZ-FUSTER (1985). The natural communities of small mammals (Insectivores and Rodents) of Catalonia (Spain). *Misc. Zool.* 9: 375-387.
- HANSSON, L. (1979). On the importance of landscape heterogeneity in northern regions for the breeding population densities of homeotherms: a general hypothesis. *Oikos* 33: 182-189.
- LOMAN, J. (1991). The small mammal fauna in an agricultural landscape in southern Sweden, with special reference to the wood mouse *Apodemus sylvaticus*. *Mammalia* 55: 91-96.
- LOWRANCE, R., B.R. STINNER y G. J. HOUSE (1984). *Agricultural Ecosystems. Unifying Concepts*. Wiley, New York.
- MERRIT, J.F. (1984). *Winter ecology of small mammals*. Special Publ. Carnegie Mus. Nat. Hist. 10 Pittsburgh.
- MORRISON, M.L., G.M. BRUCE y R.W. MANNAN (1992). *Wildlife-habitat relationships. Concepts and Applications*. Univ. Wisconsin Press.
- PANKAKOSKI, E. (1979). The cone trap - a useful tool for index trapping of small mammals. *Ann. Zool. Fenn.* 16: 144-150.
- PRICE, M.V., N.M. WASER y T.A. BASS (1984). Effects of moonlight on microhabitat use by desert rodents. *Mammalia*. 65: 353-356.
- REDPATH, S.M. (1995). Habitat fragmentation and the individual: tawny owls *Strix aluco* in woodlands patches. *J. Anim. Ecol.* 64: 652-661.
- ROTEBERRY, J.T. y J.A. WIENS (1980). Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology* 61: 1228-1250.
- (1981). A synthetic approach to principal component analysis of bird/habitat relationships. Pp. 197-208 en Capen, D.E. (ed.). *The use of multivariate statistics in studies of wildlife habitat*. VSDA Forst Service. Vermont.
- SAINT GIRONS, M.C. (1973). *Les Mamíferes de France*. Doin, éditeurs, París.
- SOKAL, R.R. y F.J. ROHLF (1981). *Biometry*. Second edition. Freeman, New York.
- TELLERÍA, J.L. (1986). *Manual para el censo de los Vertebrados terrestres*. Raíces, Madrid.
- TELLERÍA, J.L., M. ALCÁNTARA, M. DÍAZ y T. SANTOS (1987). Comparación de dos métodos de captura para los micromamíferos (Insectívora y Rodentia) de campos de cultivo. *Misc. Zool.* 11: 394-396.
- TELLERÍA, J.L., M. ALCÁNTARA y T. SANTOS (1992). Estudio comparado de las comunidades de aves y micromamíferos en campos de cereales del centro de España. *Doñana, Acta Vertebrata* 19: 5-24.
- TELLERÍA, J.L., T. SANTOS y M. ALCÁNTARA (1991). Abundance and food-searching intensity of wood mice (*Apodemus sylvaticus*) in fragmented forest. *J. Mammal.* 72:183-187.

- TELLERÍA, J.L., T. SANTOS, G. ALVAREZ Y C. SÁEZ-ROYUELA (1988). Avifauna de los campos de cereales del interior de España. *Monografías de la S.E.O.* 2, 173-319.
- TERÁN, M. Y L. SOLÉ SABARIS (1978). *Geografía General de España*. Ariel, Barcelona.
- TEW, T.E. Y D.W. MACDONALD (1993). The effects of harvest on arable wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Biol. Conserv.* 65: 279-283.
- YAHNER, R.H. (1983). Small mammals in farmstead shelterbelts: habitat correlates of seasonal abundance and community structure. *J. Wildlife Manage.* 47: 74-84.

Recibido, 1 abril 1996; aceptado, 29 julio 1996

Variables utilizadas para la caracterización de la estructura y composición de la vegetación en los fragmentos y bosques control (media \pm desviación típica). Todas las variables de cobertura fueron sometidas a una transformación angular y al resto se le aplicó una transformación raíz cuadrada, previas a los análisis efectuados con las mismas. Se señalan las variables cuyos valores medios difieren significativamente (*: $p < 0,05$; †: $p < 0,01$; †††: $p < 0,001$).

Vegetation traits measured in the fragments and in the control forests (mean standard deviation)

VARIABLES	BOSQUE CONTROL X \pm DT	FRAGMENTOS X \pm DT
1.- COBPAS: Cobertura de vegetación herbácea	25,2 \pm 26,9	37,5 \pm 30,0
2.- COBARB. < 50: Cobertura de vegetación arbustiva de porte inferior a 50 cm	23,4 \pm 14,2	17,9 \pm 10,7
3.- COBARB. 50: Cobertura de vegetación arbustiva de porte entre 50 cm y 2 m	19,4 \pm 16,6	27,1 \pm 24,4
4.- HARBUS: Altura media de la vegetación arbustiva superior a 50 cm e inferior a 2 m	88,3 \pm 30,7	131,7 \pm 42,6
5.- COBARBOL: Cobertura de estrato arbóreo (vegetación de porte superior a 2 m)	52,1 \pm 21,0	47,1 \pm 27,8
6.- HARBOL†††: Altura media del estrato arbóreo	4,4 \pm 1,0	5,0 \pm 1,4
7.- NTRON1†††: Número de troncos de diámetro inferior a 10 cm	230,1 \pm 118,8	68,9 \pm 59,3
8.- NTRON2†††: Número de troncos de diámetro comprendido entre 10 y 30 cm	106,9 \pm 95,8	50,2 \pm 48,1
9.- NTRON3†††: Número de troncos de diámetro superior a 30 cm	0,1 \pm 0,3	2,3 \pm 7,7
10.- COBROB: Cobertura de roble (<i>Q. pyrenaica</i>)	0,3 \pm 0,8	1,1 \pm 2,1
11.- COBEN: Cobertura de encina (<i>Q. ilex</i>)	51,8 \pm 21,2	46,1 \pm 27,1
12.- NSARBUS†††: Número de especies de arbustos	3,5 \pm 1,1	1,9 \pm 1,6
13.- NSARBOL: Número de especies de árboles	1,2 \pm 0,4	1,2 \pm 0,4

USO DE CÁMARAS AUTOMÁTICAS PARA LA RECOGIDA DE INFORMACIÓN FAUNÍSTICA.

J. NAVES¹, A. FERNÁNDEZ¹, J.F. GAONA² Y C. NORES¹

¹INDUROT: Universidad de Oviedo. 33004 Oviedo

²Consejería de Agricultura. Principado de Asturias. c/ Coronel Aranda 2, 33071 Oviedo

RESUMEN

Se evaluó el uso de cámaras de disparo automático como método de recogida de información faunística, pretendiéndose la detección de carnívoros y jabalíes. Los equipos consistían en cámaras de 35 mm con flash, baterías de 12 V y sensor de calor y movimiento, además de un cebo de carne. El número total de días/cámara fue 1330, pero su funcionamiento real se redujo a 987. Se obtuvieron 500 fotos, detectándose la presencia de algún vertebrado en 261. Excluyendo las fotografías de animales que no eran objeto de estudio, los fotografiados en fallos experimentales y las de especies indeterminadas, se obtuvieron fotos de zorro (76), jabalí (45), perro (17), marta (13), gato montés (12), gineta (10), oso pardo (9), tejón (4) y garduña (3). Los problemas que afectaron al equipo, impidiendo su funcionamiento, fueron: agotamiento de la película por contrastes térmicos, problemas mecánicos, movimiento del cebo, bajas temperaturas y presencia continuada de un animal. Se discuten algunas modificaciones introducidas en el transcurso del trabajo, como cambios en el material (sensores, cebos) y en el procedimiento. El sensor se configura como el elemento clave en la mecánica del sistema y los cebos o atrayentes parecen fijar la potencialidad del método.

Palabras clave: Asturias, cámaras, carnívoros, jabalí, oso pardo, *Sus scrofa*, *Ursus arctos*

ABSTRACT

Use of self-activating cameras to collect faunistic information.

The aim of this study was to evaluate the use of self-activating camera units as a tool for picking up faunistic information to detect carnivora and wild boar. We used 35 mm cameras with flash, 12 V batteries and infrared and movement sensors, plus a bait of meat. Total number of camera-days in the field were 1330 but only 987 were useful. From a total of 500 shots obtained, 261 detected vertebrate species. Excluding the shots of animals which were not the subject of this study, three unknown animals, or those due to experimental faults, we obtained shots of fox (76), wild boar (45), dog (17), pine marten (13), wild cat (12), genet (10), brown bear (9), badger (4) and beech marten (3). There were some problems affecting the units: the film drew to a close by thermal contrasts, technical problems, bait movements, low temperatures, or by continual presence of an animal. An evaluation of the method and some modifications introduced in the course of the work are discussed, such as material (sensor, baits) and procedure changes. Sensor is considered the key element in the mechanic/technical side of the method and baits seem to determine potential possibilities of the system used.

Key words: Asturias, brown bear, carnivora, self-activating cameras, *Sus scrofa*, *Ursus arctos*, wild boar.

INTRODUCCIÓN

El uso de cámaras fotográficas capaces de activarse automáticamente ante la presencia de un animal ha sido ensayado desde los años 60 (Diem et al., en Ball 1976; Dodge y Snyder, en Carthew y Slater 1991). Se ha empleado para la localización de especies muy escasas y elusivas (Griffiths y van Schalk 1993), para confirmar la utilización por algunas especies de fauna silvestre de pasos artificiales en autovías (Kaczensky 1995) o para la fotoidentificación de ejemplares a partir de características naturales (J.J. Camarra, com. pers.). Sin embargo la aplicación principal ha sido su uso como método de recapturas a través de la obtención de fotografías (Mace et al. 1994a y b).

Este trabajo se realizó en el marco de programas sobre ecología del jabalí (*Sus scrofa*) y del oso pardo (*Ursus arctos*) en el Parque Natural de Somiedo (Asturias), siendo su objetivo la experimentación del método, buscándose, mediante el uso de cebos de carne, la detección de carnívoros y jabalí. Un antecedente fue presentado en las I Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos, organizadas por la SECEM en 1993 (Naves et al. 1993).

MATERIAL Y MÉTODOS

Cada equipo utilizado constaba de una cámara compacta de 35 mm con flash automático y de un doble sensor, siendo necesaria la concurrencia de calor y movimiento para provocar el disparo. El sensor estaba alimentado por una batería de 12 V y 24 A que permite una autonomía teórica de unos 29 días. El equipo iba dentro de una caja metálica de 30 x 19 x 16 cm, que lo protegía de las inclemencias meteorológicas. El peso del conjunto era 10 Kg. Sobre las fotografías, realizadas en película de color de 36 exposiciones y 400 ASA, se graba el día y la hora en que fueron tomadas.

El trabajo de campo se realizó durante 1994 y 1995 en 24 lugares diferentes, con 3 sesiones anuales, de entre 3 y 4 semanas cada una, en las que se mantenían en funcionamiento simultáneamente 8-12 equipos, separados entre sí por al menos 2 km.

El patrón de detección del sensor utilizado en 1994 cubría una área definida por un ángulo de 80° x 80°, y en 1995 se cambió la lente del sensor creando un patrón con un ángulo de 6° x 6°.

Para atraer a los animales se utilizaron 6-8 Kg de carne por equipo, de cerdo en 1994 y de oveja y vaca en 1995, colgados de árboles, fuera del alcance de los animales terrestres, encerrados en bolsas, excepto en una ocasión que se colgaron directamente.

Los equipos fueron instalados sobre árboles, en lugares seleccionados por su orientación (evitando aquellas que a lo largo del día sufren fuerte insolación) y su pendiente (de forma que posibilite el tipo de toma que se desea).

TABLA 1

Esfuerzo y resultados principales de las cámaras de disparo automático. (Porcentajes entre paréntesis).

Effort and main results of the self-actuating camera procedure (Percentage in brackets).

	1994	1995
Días-cámara	809	521
Días-cámaras útiles	539 (66,6)	448 (86,0)
Fotos	257	243
Fotos positivas	77 (30,0)	184 (75,7)

Se buscaron tomas casi cenitales en la campaña de 1994 y laterales en 1995. En cualquier caso las cámaras enfocan la zona situada justo debajo del cebo, desde una distancia de entre 3 y 5 metros. Los lugares de instalación se acondicionaron en 1995 para obligar al animal a entrar de perfil dentro del campo de detección.

Las fotografías disparadas por problemas técnicos, del sensor o de otro tipo, fueron excluidas del cómputo de los resultados. Estos problemas provocaron, en algunos casos, el no funcionamiento de la unidad desde el momento de la instalación, o la descarga del carrete en un tiempo breve, inutilizando el equipo desde ese momento. Se han cuantificado estos defectos a través del cómputo de los días perdidos desde que inutilizaron la cámara.

Los resultados se han expresado como número total de fotografías y de contactos. Un contacto es un conjunto de fotografías consecutivas de una especie (supuestamente del mismo ejemplar), tomadas por una cámara en un intervalo de tiempo no superior a una hora.

RESULTADOS

Las cámaras permanecieron instaladas 1330 días (Tabla 1), aunque funcionaron correctamente 987 días (74,2%). La principal causa de pérdida de días se debió a los fuertes contrastes térmicos que afectaron a los sensores y provocaron el disparo continuado de las cámaras hasta agotar el carrete (Tabla 2). Este problema se produjo en las cámaras situadas en exposiciones SE, E, NO y algunas del NE. En el resto de las cámaras colocadas en orientaciones N y NE no se produjeron estas pérdidas. Se logró un sustancial incremento en el porcentaje de fotos con animal identificable (Fotos positivas/total fotos), pasando del 30,0% en 1994 al 75,7% en 1995 (Tabla 1).

TABLA 2

Principales problemas que han afectado al funcionamiento de las cámaras de disparo automático. Resultados expresados en número de días perdidos y en porcentajes (entre paréntesis).

Main problems detected on the self-activating camera procedures. Results are in lost days and percentage (in brackets).

	1994	1995
Contrastes térmicos que afectaron a) el sensor por deficiente orientación de la instalación	133 (49,3)	7 (9,6)
Problemas eléctricos y mecánicos (baterías defectuosas, puentes, malos contactos, etc.)	79 (29,3)	11 (15,1)
Movimiento del cebo delante del sensor excitando su sensibilidad	58 (21,5)	--
Bajas temperaturas que afectan a las baterías provocando disparos continuos de fotos	--	32 (43,8)
Agotamiento de la película por animal presente en el campo del sensor	—	23 (31,5)
TOTAL	270 (100)	73 (100)

De las 500 fotos conseguidas, en 261 se detectó algún animal (Tabla 1) y en 3 no fue posible la determinación del animal fotografiado. Se identificaron 16 especies. Las fotografías de corzos (*Capreolus capreolus*, 12 fotos), rebecos (*Rupicapra pyrenaica*, 2), ardillas (*Sciurus vulgaris*, 3), mirlos (*Turdus merula*, 1) y zorzales (*Turdus sp.*, 2) se desecharon por que no eran objeto de este trabajo. La colocación del cebo sin cubrir en una de las sesiones, provocó la presencia de córvidos (24 fotos) y ratoneros (*Buteo buteo*, 25 fotos). Estas fotos tampoco fueron consideradas en los resultados.

En cuanto a las especies buscadas, el mayor número de fotografías fue de zorros (*Vulpes vulpes*, 76) y jabalíes (45). De la misma manera, zorro y jabalí fueron las especies con mayor número de contactos y número de cámaras visitadas (Tabla 3). Se obtuvieron 9 fotografías de oso pardo (7 contactos), todas ellas en 1995. Perros (*Canis familiaris*) y martas (*Martes martes*) con un total de 17 fotos (8 contactos) y 13 fotos (11 contactos) respectivamente, forman, junto a las especies mencionadas anteriormente, el grupo de las identificadas con más relevancia. La relación entre el número de fotos por contactos alcanzó, para 1994 y 1995 conjuntamente, valores altos para perros (2,4), jabalíes (2,0) y zorros (1,8), y más bajos para osos (1,3) y martas (1,2).

TABLA 3.

Resultados por especies de las cámaras de disparo automático.

Self-activating camera results to the considered species.

ESPECIE	1994			1995		
	FOTOS (%)	CON ^b (%)	CV ^c	FOTOS (%)	CON ^b (%)	CV ^c
Oso		—	—	9 (7,3)	7 (9,6)	4
Marta	7 (10,6)	6 (18,8)	5	6 (4,9)	5 (6,8)	3
Gineta	6 (9,1)	3 (9,4)	3	4 (3,3)	2 (2,7)	2
Zorro	18 (27,3)	9 (28,1)	6	58 (47,2)	33 (45,2)	10
Perro	6 (9,1)	2 (6,3)	2	11(8,9)	6 (8,2)	4
Jabalí	27 (40,9)	10 (31,3)	6	18 (14,6)	13 (17,8)	7
Gato Montés	2 (3,0)	2 (6,3)	2	10 (8,1)	3 (4,1)	2
Tejón			—	4 (3,3)	1 (1,4)	1
Garduña	—	—	—	3 (2,4)	3 (4,1)	1
TOTAL ^a	66 (100)	32 (100)	26 ^d	123 (100)	73 (100)	23 ^d

^(a) TOTAL: No incluye 72 fotografías (11 de 1994 y 61 de 1995).^(b) CON: Contactos.^(c) CV: Cámaras visitada.^(d) Equivalente al número total de cámaras instaladas útiles.

El calendario de los contactos señaló patrones diferentes en las visitas de las especies (Figura 1). Zorros y los jabalíes visitaron en mayor medida las cámaras al final del periodo en que estuvieron colocadas, mientras que las martas visitaron los emplazamientos en los primeros días de cada periodo. Los osos aparecieron en una situación intermedia.

DISCUSIÓN

Los sensores parecieron ser el elemento clave del equipo. La transformación del patrón de detección en 1995 fue la causa principal en el sustancial incremento del porcentaje de fotos positivas sobre el total, aunque la preparación del entorno de la zona enfocada por la cámara en el último año pudo coadyuvar a ello. Para los dos años de estudio se alcanzaron valores (52,2%) que son similares a los logrados por otros autores (43,1%; Kasworm y Thier 1991).

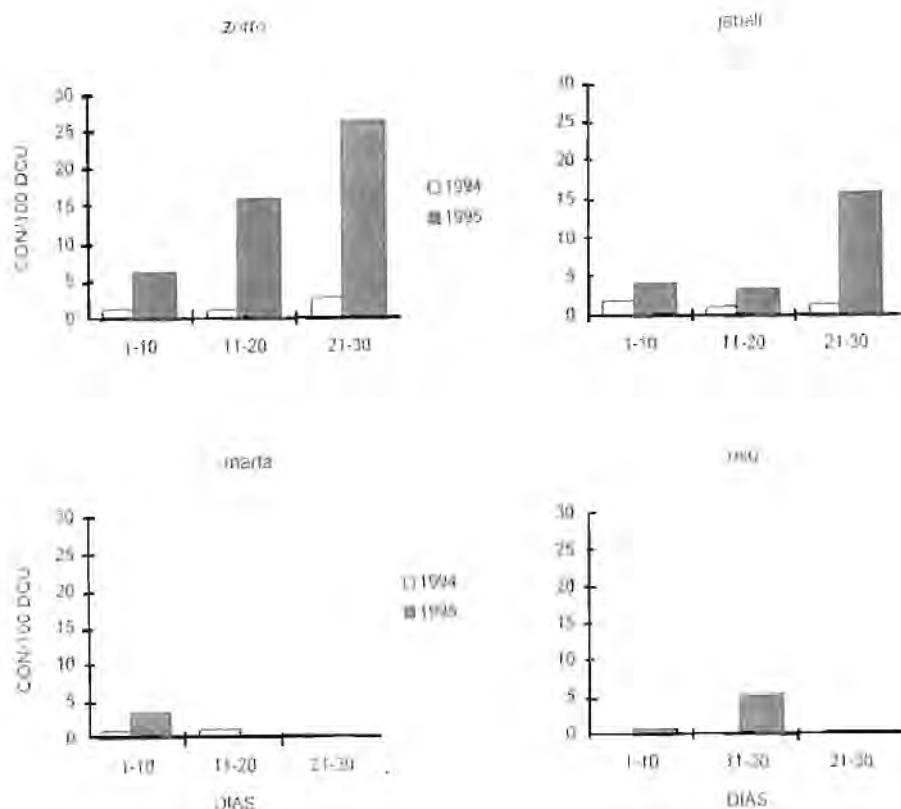


Figura 1. Distribución temporal de los contactos por cada 100 días de cámaras útiles (CON/100 DCU) en tramos de 10 días, para cuatro de las especies consideradas.

Temporal distribution of contacts by 100 useful days (CON/100 DCU) by ten days lapses, in four of the detected species (fox, wild boar, pine marten and brown bear).

Es importante señalar que la variación entre los dos años en cuanto al número total de fotos disparadas por cada 100 días de cámara útil fue relativamente pequeña (47,3 en 1994 y 54,1 en 1995, Tabla 1), y se situó en valores similares a los encontrados por algunos investigadores (48,1, Himmer, com. per.), aunque por debajo de otros (89'5, Kasworn y Thier 1991, 93,4, S. Himmer, com. pers.).





Figura 2. Fotografías de algunas de las especies detectadas: marta, zorro, oso pardo y jabalí.

Shots of some of the detected species: pine marten, fox, brown bear and wild boar.

Durante el trabajo realizado no se abordaron modificaciones de sensibilidad (selección del peso mínimo a detectar, que en nuestro caso ha estado por debajo de los 100 g de un mirlo), o a la optimización del gasto y la discreción de funcionamiento de los sensores. Trabajar sobre estos aspectos puede tener una repercusión adicional en el consumo del sensor y, por ende, en el peso de las baterías (8,7 kg en este trabajo) que deben alimentarlo, cuestión importante desde un punto de vista práctico al trabajar en zonas de difícil acceso.

Los atrayentes son otro aspecto fundamental a tener en cuenta. Desde el punto de vista práctico, el cebo debe ser inaccesible para todas las especies susceptibles de ser atraídas, sean estrictamente terrestres o no. La colocación del cebo sin cubrir en una de las sesiones supuso el disparo consecutivo de la mayor parte de las fotos en dos emplazamientos por la presencia de córvidos y ratoneros.

Aunque es posible utilizar este método para trabajar en determinados supuestos con algunas especies de carnívoros sin recurrir a la utilización de cebos (J.J. Camarra, com. pers.), éstos parecen ser uno de los aspectos decisivos, a tenor de la variabilidad de resultados obtenidos por diferentes autores para una especie. Así, para osos pardos los resultados oscilan entre 0,1 fotos /100 días-cámara (Kasworm y Thier 1991) y 50,2 (S. Himmer, com. pers.), mientras que en nuestro trabajo ha sido, en 1995, de 1,6 fotos /100 días-cámara. De todas maneras, en estos resultados hay que tener en cuenta otros aspectos relacionados con el comportamiento y la densidad de la especie en el área de estudio. Pueden producirse, en proyectos intensivos, efectos de habituación y saturación de cebos (es recomendable presentar una variedad de cebos y la dilatación de los calendarios entre sesiones, Mace et al. 1994a). J.J. Camarra (com. pers.) advierte sobre la preferencia de los osos de los Pirineos por determinados tipos de carne, apuntando elementos "culturales" de la especie en este comportamiento. En nuestro trabajo, la detección de osos solamente durante las sesiones de trabajo de 1995 quizás no sólo se deba a los cambios en el sensor, y el cambio del cebo puede haber contribuido a ello.

De los resultados obtenidos en este trabajo en cuanto a la localización de especies, merecen ser destacados algunos aspectos. Primero, que los porcentajes de fotos por especie han sido similares, en algunas de las especies más detectadas -zorro, jabalí, perro, gato montés (*Felis silvestris*) y oso pardo- a los obtenidos en una anterior experiencia llevada a cabo en el mismo área (Naves et al. 1993). Segundo, no se han detectado lobo (*Canis lupus*) ni turón (*Mustela putorius*), dos carnívoros presentes en la zona de estudio. Tercero, la elevada presencia de perros en las fotos, muchas veces en emplazamientos relativamente remotos.

La disposición de la cámara sobre el posible animal a fotografiar (cenital o lateral) depende de las aplicaciones buscadas, y no pareció tener mucha influencia sobre el porcentaje de fotos positivas. Las localizaciones cenitales

de la cámara permiten mejores ángulos para fotografía de marcas en orejas, por ejemplo. Sin embargo, aunque la búsqueda de perfiles de los animales pueda ser más adecuada a objetivos de fotoidentificación de ejemplares (osos de Pirineos, J.J. Camarra, com. pers.), estas ubicaciones presentan una mayor dificultad en el control del área realmente cubierta.

La aplicación de este procedimiento necesita de una serie de condicionantes para su uso: cobertura forestal y determinadas orientaciones. La selección del emplazamiento en orientaciones adecuadas contribuyó en 1995 a la práctica eliminación de los días perdidos por contrastes térmicos debido a la insolación del terreno. La variabilidad en las condiciones atmosféricas en general ha sido apuntado como un problema considerable para la puesta en práctica de este método (Carthew y Slater 1991), suponiendo en algunos casos la causa más importante de pérdida de fotos (S. Himmer, com. pers.). No obstante, es probable que la causa de los problemas pueda deberse a más de un factor. En nuestro caso se logró incrementar en 1995 el porcentaje de días útiles hasta el 86,0% del número total de días-cámara instalados.

AGRADECIMIENTOS

El proyecto ha sido financiado por la Fundación Oso Asturias y por el Principado de Asturias. En el trabajo de campo han participado César Alvarez, Belarmino Canella, Juan Carlos del Campo, Alberto Domínguez, José Antonio García, Víctor García, Antonio González, Ramón González de Lena, José Manuel Lago, Luis Llana, Fernando Martínez, Marino Martínez, Miguel Rico, Francisco Robles, Genaro Rodríguez, José Manuel Rodríguez, Rolando Rodríguez, Arturo Ruano y Santos Señas.

BIBLIOGRAFÍA

- BALL, R.E. (1976). Time-lapse cameras as an aid in studying grizzly bears in northwest Wyoming. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 3: 231-235
- CARTHEW, S.M. Y E. SLATER (1991). Monitoring animal activity with *automated* photography. *J. Wildl. Manage.* 55: 689-692.
- GRIFFITHS, M. Y C.P. VAN SCHALK (1993). Camera-trapping: a new tool for the study of elusive rain forest animals. *Tropical Biodiversity*, I: 131-135.
- KACZENSKY, P. (1995). Bears and Highways in Slovenia. *International Bear News* 4: 17.
- KASWORM, W.F. Y T.J. THIER (1991). *Cabinet-Yaak Ecosystem grizzly bear and black bear research 1990 progress report*. U.S. Fish and Wildlife Service, Missoula, Mont.
- MACE, R.D., T.L. MANLEY Y K.E. AUNE (1994a). Factors affecting the photographic detection rate of grizzly bears in the Swan Mountains. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9: 245-251.
- MACE, R.D., S.C. MINTA, T.L. MANLEY Y K.E. AUNE (1994b). Estimating

grizzly bear population size using camera sightings. *Wild. Soc. Bull.* 22: 74-83.

NAVES, J., J. MARQUÍNEZ Y C. NORES (1993). Captura de información faunística mediante cámaras automáticas. P. 46. *Resúmenes I Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de los Mamíferos*. SECEM, Mollina, Málaga.

Recibido, 6 febrero 1996; aceptado, 2 septiembre 1996

DIETA DEL LOBO EN DOS ZONAS DE ASTURIAS (ESPAÑA) QUE DIFIEREN EN CARGA GANADERA

LUIS LLANEZA, ALBERTO FERNÁNDEZ Y CARLOS NORES

INDUROT, Universidad de Oviedo
c/Independencia, 13 E-33004 Oviedo

RESUMEN

Se analiza la dieta de una población de lobos (*Canis lupus*) en dos zonas (A y B) del occidente de Asturias, separadas unos 20 km. Se analizaron 649 excrementos en la zona A y 372 excrementos en la zona B, recogidos entre marzo de 1994 y marzo de 1995. En la zona A el ganado equino fue el principal tipo de alimento (68 % de la frecuencia de aparición), seguido del ganado caprino, el jabalí (*Sus scrofa*) y el corzo (*Capreolus capreolus*) (10, 7 y 6 %, respectivamente). A pesar de que se observó un descenso en el consumo de ganado desde la primavera hasta el invierno, no se encontraron diferencias significativas a lo largo del ciclo anual. Sin embargo, el conjunto de especies silvestres sí mostraron diferencias significativas de consumo en cada estación. En la zona B las especies silvestres constituyeron el alimento principal del lobo (86 %), centrándose en el corzo y el jabalí (46 y 34 % respectivamente). El equino fue el tipo de ganado más consumido en este sector (8 % de la dieta). Tanto el consumo de especies silvestres como el del ganado experimentó variaciones estacionales significativas en esta zona. El ganado equino está todo el año en el monte con una densidad aproximadamente 100 veces mayor en la zona A que en la B y su manejo se limita a la retirada de algunos potros en los meses de septiembre y octubre, por lo que su disponibilidad es muy elevada. Las diferencias encontradas en la dieta entre ambas zonas parecen ser debidas al diferente grado de disponibilidad de los tipos de presas potenciales.

Palabras clave: Asturias, *Canis lupus*, dieta, ganado, ungulados silvestres.

ABSTRACT

The diet of the wolf in two areas from Asturias (Spain) with different livestock occurrence

The diet of the wolf (*Canis lupus*) is described in two areas (A and B) from western Asturias, in which wolf's incidence on livestock is very different. The relative importance in frequency and biomass consumption of each prey type in the diet were determined. A total of 649 faeces were seasonally collected in zone A and 372 in zone B, from march 1994 to march 1995. Horses were the main prey in zone A (68 % in frequency), whereas goats, roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*) were less important (10, 6 and 7 % respectively). A decrease in livestock consumption from spring through winter was observed but there was no seasonal statistical differences. Nevertheless, differences in wild prey consumption for each season were significant. The diet of the wolf in zone B showed very different pattern, as wild ungulates were the main food (86 %), of which roe deer was 46 % and wild boar 34 %. Horses were also the main livestock consumed (8 %). Both, wild prey and livestock consumption showed seasonal differences in this area. Horses are left in the mountains with a density which is about a hundred times higher in zone A than in zone B and its management is limited to gather the colts in autumn. Therefore, differences in diet encountered between both areas were probably due to differences in availability and accessibility of potential prey types at each area.

Key words: Asturias, *Canis lupus*, diet, livestock, wild ungulates.

INTRODUCCIÓN

Aunque la alimentación del lobo (*Canis lupus*) había sido tratada en la Península Ibérica en la década de los 70 (Flower 1971, Magalhaes 1975, Castroviejo et al. 1975, Magalhaes y Fonseca 1979), es a partir de los años 80 cuando se da un mayor impulso al conocimiento de sus hábitos alimenticios en algunas regiones españolas (Reig et al. 1985, Urios et al. 1987, Salvador y Abad, 1987, Cuesta et al. 1991, etc.), al tiempo que se realizan numerosos trabajos sobre los mismos aspectos en otras zonas de Europa (Reig y Jedrzejewski 1988, Brangi et al. 1991, entre otros).

Aunque las variaciones estacionales en la dieta han sido tratadas por Salvador y Abad (1987) en León y en la Sierra de la Culebra (L. M. Barrientos, com. pers.), en Asturias se ha abordado la dieta del lobo (Braña et al. 1982) pero sin contemplar su variabilidad estacional. Este trabajo pretende describir la dieta del lobo en dos zonas próximas separadas unos 20 km, donde la disponibilidad de presas es distinta y, a la vez, determinar la importancia relativa de cada tipo de alimento y su variación estacional.

ÁREA DE ESTUDIO

Se seleccionaron dos zonas representativas de la problemática causada por la incidencia sobre el ganado por parte del lobo y caracterizadas por una diferente disponibilidad de tipos de presas potenciales.

Zona A (Noroccidente):

El relieve es suave y consta de un sistema de sierras perpendiculares a un eje central orientado de norte a sur, con altitudes entre 850 y 1400 msm. En estas sierras predominan amplias extensiones de brezales (*Erica spp.*) y tojales (*Ulex spp.*), con pequeños rodales de roble (*Quercus spp.*) y abedul (*Betula alba. ssp. celtiberica*), además de algunas repoblaciones de coníferas (*Pinus spp.*) que se encuentran, en su mayoría, calcinadas. Los ungulados salvajes presentes son el jabalí (*Sus scrofa*) y el corzo (*Capreolus capreolus*). El equino es el tipo de ganado más abundante, que se encuentra en estado semisalvaje (corros) y es objeto de un control muy esporádico por parte de los ganaderos, que consiste únicamente en la retirada de potros en los meses de septiembre y octubre. Su densidad aproximada es de unas 10 cabezas/km² (A. Alvarez com. pers.). El ganado vacuno también se maneja estacionalmente (primavera y verano) de forma extensiva y su densidad en el conjunto de los concejos de Villayón y Allande es de 10,3 cabezas/km². Existen pequeños rebaños de caprino, y en menor medida de ovino, cerca de los pueblos. Esta es una de las zonas de Asturias con más alto número de daños de lobo sobre la ganadería. El lobo está presente con tres grupos reproductores.

Zona B (Suroccidente):

Situada a unos 20 km de la anterior, se caracteriza por su gran cobertura forestal, sobre todo robledales y abedulares en relieves agrestes, y en menor medida cubierta por extensiones de matorral (brezales), con una altitud entre 700 y 1700 msm. Entre los ungulados, el corzo y el jabalí son abundantes y el rebeco (*Rupicapra pyrenaica*) tiene baja densidad. La carga ganadera es baja. El ganado vacuno en régimen extensivo (en primavera - verano) tiene una densidad de 18,4 cabezas /km² en el concejo de Cangas del Narcea. El equino, con una densidad de 0,1 cabezas/km² (A. Álvarez, com. pers.) está casi todo el año en el monte, mientras que el ovino y el caprino son escasos. El número de expedientes de daños es bajo. Existen dos grupos reproductores de lobos en la zona.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los excrementos fueron recogidos estacionalmente entre marzo de 1994 y marzo de 1995. Se consideró primavera al periodo comprendido entre el 1 de abril y el 30 de junio, verano de 1 de julio a 30 de septiembre, otoño de 1 de octubre a 31 diciembre, e invierno de 1 enero a 31 marzo. En la zona A se seleccionaron tres itinerarios y dos en la B, que fueron recorridos dos veces cada estación, con un lapso de 20 días de intervalo. Para cada excremento se estimó visualmente el porcentaje relativo de cada tipo de restos una vez separados todos sus componentes. El reconocimiento de las presas se hizo a partir de los pelos, pezuñas, y en menor medida de restos óseos. Los pelos fueron identificados microscópicamente utilizando claves (Dziurdzik 1973, Faliu et al. 1980, Keller 1980, 1981, Teerink 1991), y una colección de referencia con fotografías.

Durante la primavera ha sido posible determinar, en algunos casos, la presencia de presas jóvenes, a partir del tamaño relativo de sus pezuñas y restos óseos.

No se consideraron como tipos de alimento a insectos, frutos, hierbas, hojas, ramillas de brezo y tierra, porque su ingesta parece ser involuntaria en algunos casos (Fritts y Mech 1981).

Se expresa la dieta del lobo en términos de frecuencia de aparición y de biomasa. Las comparaciones estacionales de la dieta se realizaron mediante tablas de contingencia, en las que se incluían las frecuencias de presencia de cada tipo de alimento.

Para analizar la diversidad de la dieta se ha utilizado el índice de Shannon (Shannon y Weaver 1949, en Ludwig y Reynolds 1988), $H' = - \sum p_i \ln p_i$, donde p es la proporción de cada tipo de alimento i .

Se ha calculado la biomasa consumida teniendo en cuenta la ecuación de Floyd et al. (1978), revisada y reajustada por Weaver (1993), en la que se

TABLA 1

Pesos medios de las presas utilizados para los cálculos de biomasa.

Average weights of prey types used to estimate consumed biomass.

	Pesos (Kg)	
	Joven	Adulto
Corzo	7	24
Jabali	22	67
Rebeco	10	20
Zorro	-	5
Perro	-	20
Ovino	-	30
Caprino	13	36
Equino	-	100
Vacuno	-	160

relaciona el número de excrementos colectados con el peso medio de las presas consumidas,

$$y = 0,439 + 0,008x$$

en la que y es el peso en kilogramos del tipo de alimento por excremento recogido, y x es el peso medio de cada especie.

Los pesos medios de las presas salvajes (Tabla 1) se han obtenido de fuentes bibliográficas (Sáez-Royuela 1989, Costa 1992), y por comunicaciones personales de varios especialistas (L. M. Barrientos, C. Rodríguez, J. Pérez-Barbería, A. Díaz, J.M. Fernández y A. Álvarez), y los de ganado a partir de las edades recogidas en los expedientes de daños de la Consejería de Medio Ambiente y Urbanismo del Principado de Asturias.

RESULTADOS

Zona A:

Se han identificado nueve tipos de alimento (Tabla 2), excluyendo insectos, frutos, vegetales y tierra. Cabe destacar la elevada frecuencia de aparición de excrementos con materia vegetal (la mayoría *Brachypodium sp.*) y tierra, en el 55 % y 51 % respectivamente de las muestras analizadas. El porcentaje del volumen de este tipo de restos en los excrementos varía entre el 5% y el 100 %, con lo que su ingesta, en algunos casos, puede considerarse voluntaria. El 8,6 % de los excrementos analizados no presentaban restos de presas identificables.

TABLA 2

Dieta del lobo en dos zonas de Asturias. N: n° de excrementos; Np: n° de presas (= n° de unidades de alimento); Nsp: n° de excrementos sin restos de presas (=unidades sin alimento); f.a. (%): porcentaje de frecuencia de aparición con respecto al total de presas identificadas; B(%): porcentaje de biomasa; H': Diversidad.

The diet of the wolf in two areas from Asturias. N: number of scats; Np: number of prey detected (= number of food units); Nsp: number of scats without prey remains (= without food units); f.a. (%): frequency of occurrence percentage in relation to total identified preys; B(%): biomass percentage; H': Diversity.

	PRIMAVERA		VERANO		OTOÑO		INVIERNO		TOTAL	
Zona A										
N	172		163		160		154		649	
Np	152		151		161		136		600	
Nsp	21		13		3		19		56	
	f.a.(%)	B (%)	f.a.(%)	B (%)	f.a.(%)	B(%)	f.a.(%)	B (%)	f.a.(%)	B (%)
Corzo	2,9	1,9	7,5	4,4	4,8	2,2	9,1	3,7	6	3,1
Jabalí	-	-	5,2	4,7	10,9	7,7	9,8	6,3	6,6	5,2
Zorro	0,7	0,3	-	-	-	-	-	-	0,2	0,1
Tejón	-	-	0,7	-	-	-	-	-	0,2	-
Perro	-	-	-	-	4,1	1,8	3	1,2	1,8	0,8
Ovino	0,7	0,5	3,7	2,6	3,4	1,8	2,2	1,1	2,5	1,5
Caprino	2,2	1,6	15	10,2	14,3	7,6	9,8	4,7	10,4	6,1
Equino	87,3	88,5	63,9	73,9	58,2	76,2	62,1	80	67,7	79,2
Vacuno	5,9	7	3,7	4,1	4,1	2,5	3,7	2,8	4,4	3,8
H'	0,54		1,2		1,35		1,28		1,18	

TABLA 2 (Continuación)

Zona B	PRIMAVERA		VERANO		OTOÑO		INVIERNO		TOTAL	
	f.a.(%)	B (%)	f.a.(%)	B (%)	f.a.(%)	B (%)	f.a.(%)	B (%)	f.a.(%)	B (%)
N	99	114	78	81	372					
Np	104	119	83	88	394					
Nsp	6	2	3	7	18					
Corzo	62,2	50,1	45,8	35	38,1	28,2	34,5	25,8	46,1	35,5
Jabalí	27,5	33,2	31,7	37,6	31,5	36,1	45,6	52,7	33,7	40,2
Rebeco	2	1,6	1,8	1,1	1,3	0,9	7,4	5,2	3,03	0,9
<i>Martes sp.</i>	-	-	-	-	1,3	-	-	-	0,27	-
Perro	1	0,8	2,1	2	3,9	2,7	3,7	2,6	2,7	2,1
Ovino	-	-	-	-	2,6	2,2	-	-	0,5	0,5
Caprino	1	1	9,3	8,2	9,2	7,8	2,4	2,1	5,5	5
Equino	6,1	13	8,4	15,9	11,8	21,7	6,1	11,3	8	15,6
H'	0,99	1,32	1,54	1,3	1,33					

Predominan en la dieta las especies domésticas, suponiendo el 87 % en términos de frecuencia de aparición y el 91 % de la biomasa total consumida. El ganado equino es el principal alimento a lo largo de todo el año, suponiendo 67 % y el 79 % de la frecuencia de aparición y de la biomasa consumida, respectivamente. Le siguen en importancia el ganado caprino, el vacuno y en menor medida el ovino.

Las especies silvestres representan, en su conjunto, menos del 15 y 9 %, en frecuencia de aparición y biomasa, respectivamente. De éstas, el jabalí y el corzo son las únicas que aparecen de forma relevante. Las especies de pequeño y mediano tamaño están representadas únicamente por algunos carnívoros (perro, zorro y tejón), pero con frecuencias muy bajas (Tabla 2). No se identificaron individuos jóvenes de presas salvajes. La diversidad trófica fue menor en primavera y mayor en otoño (Tabla 2).

Aunque se aprecia un descenso en el consumo de ganado desde la primavera hasta el invierno (Fig. 1) las diferencias no son significativas ($p > 0,05$) a lo largo del ciclo anual, ni entre estaciones, aunque sí lo son para el ganado equino ($p < 0,01$) y caprino ($p < 0,05$). En el caso de las presas salvajes el consumo es mayor en otoño que en invierno, existiendo diferencias significativas para los periodos primavera-verano ($p < 0,01$) e invierno-primavera ($p < 0,01$), así como en el ciclo anual ($p < 0,01$). El consumo de jabalí no experimenta variaciones significativas a lo largo del año, mientras que sí son significativas ($p < 0,05$) para el corzo, sobre todo por las existentes entre invierno y primavera ($p < 0,01$).

Zona B:

Se han identificado ocho tipos de alimentos (Tabla 2). En el 40 % de los excrementos se han encontrado restos de materia vegetal (principalmente *Brachypodium sp.*) y en el 60% tierra. El 4,8 % de los excrementos analizados no presentaban restos de presa identificables.

Las especies silvestres son el alimento principal del lobo (86%). El corzo y el jabalí son las especies que aparecen con mayor frecuencia, con el 46 y 33 %, suponiendo respectivamente, el 35 y 40 % de la biomasa total consumida (Tabla 2). El resto de las presas salvajes se consumen poco. Así, el rebeco aparece de manera constante aunque escaso, y el consumo de carnívoros es anecdótico.

El ganado supone el 14 % y 21 % en términos de frecuencia de aparición y biomasa, respectivamente. El equino es el único tipo de ganado mayor que aparece, con frecuencia del 8 % y el 15 % de la biomasa. En cuanto al ganado menor, el caprino es más frecuente que el ovino, que sólo apareció en dos ocasiones.

En primavera, para el corzo la proporción de adultos/jóvenes es, como máximo, de 2/1 (19 restos de jóvenes identificados de un total de 61 restos) y para el jabalí de 3/1 (7 restos de jóvenes de un total de 27 restos).

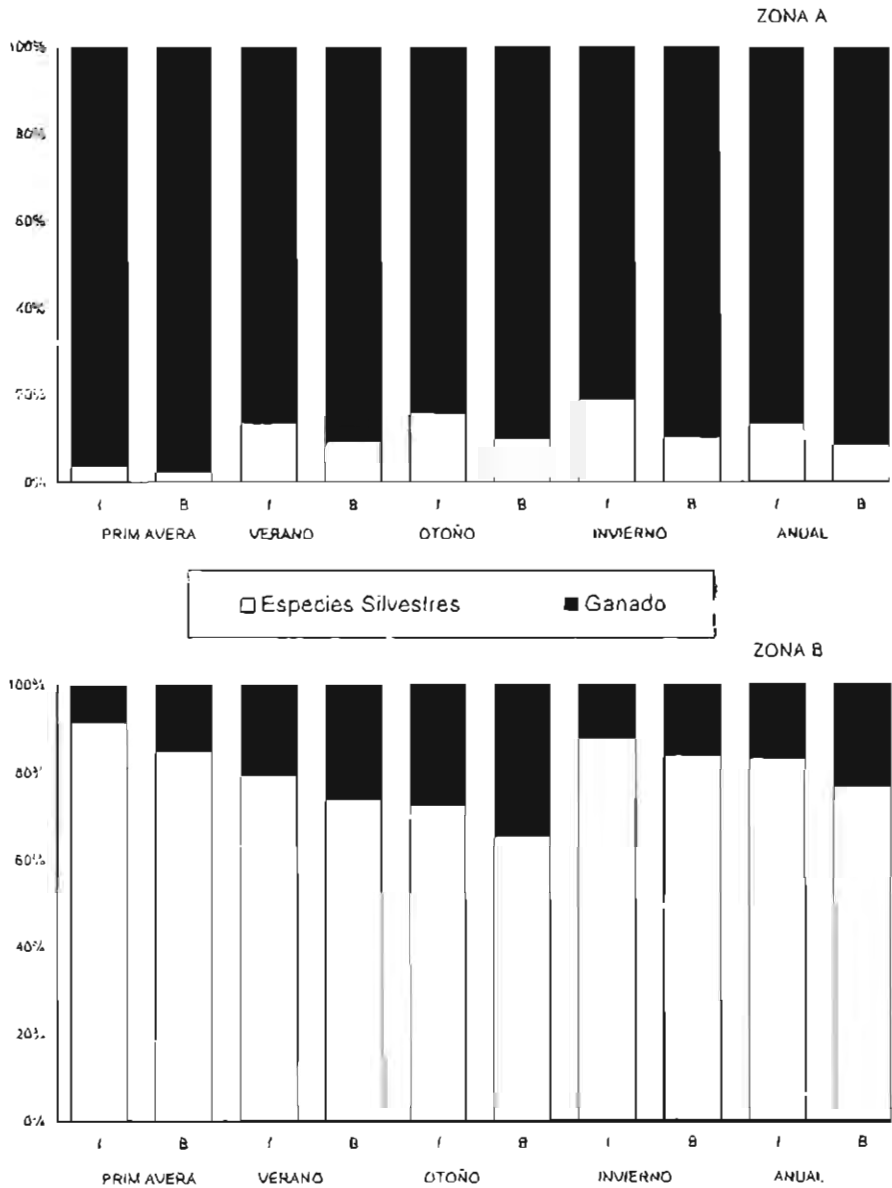


Figura 1. Consumo estacional y total anual, de especies asilvestradas y ganado, en las dos zonas de estudio. (f: frecuencia de aparición; B: biomasa).

Seasonal and annual total consumption (f: frequency of occurrence; B Biomass) of wild ungulates and livestock in both sectors (A zone and B zone) of the study area.

La mayor diversidad trófica se alcanza en otoño y la menor en primavera (Tabla 2). El consumo anual de presas salvajes registra variación anual (Fig. 1), significativa ($p < 0,01$), dada por la existente para el periodo verano-otoño ($P < 0,05$), encontrándose el mayor consumo en invierno y primavera. El consumo de jabalí no cambia significativamente a lo largo del año ($p > 0,05$), mientras que el del corzo sí ($p < 0,01$), siendo significativas para los periodos verano-otoño ($p < 0,05$) e invierno-primavera ($p < 0,01$). Para el ganado existen diferencias significativas en el ciclo anual ($p < 0,01$), siendo también significativas para los periodos primavera-verano y otoño-invierno ($p < 0,05$) y para el ciclo anual, con mayor consumo en verano y otoño. Los distintos tipos de ganado no presentan variaciones significativas en su consumo a lo largo del año.

Comparando el consumo de especies silvestres y ganado entre las dos zonas, las diferencias son significativas ($p < 0,01$).

DISCUSIÓN

La gran capacidad de adaptación del lobo le ha permitido colonizar hábitats muy distintos y aprovechar una gran variedad de recursos alimenticios, especialmente aquellos más fácilmente asequibles, como son, en nuestro caso, el ganado y los ungulados silvestres.

A pesar de la escasa distancia que separa nuestras dos zonas de estudio, los lobos muestran una dieta diferente. Así, en la zona A presenta una predominancia del ganado equino sobre cualquier otro tipo de alimento. La zona B presenta un patrón alimenticio muy diferente, con dominio de las especies silvestres en su dieta.

Estudios realizados en otras áreas heterogéneas también muestran diferencias locales en la dieta del lobo (Castroviejo et al. 1975, Reig et al. 1985, Cuesta et al. 1991, Fonseca 1992, entre otros), aunque no de forma tan marcada como en este trabajo. La variabilidad encontrada en la dieta puede ser debida a la disponibilidad y accesibilidad de las presas y a la especialización de cada grupo de lobos (Fritts 1982, Vilá 1993).

El consumo de pequeños mamíferos (lagomorfos y micromamíferos) es inexistente en nuestro área de trabajo, resultado que contrasta con los valores descritos en Italia (Merigghi et al. 1991, Mattioli et al. 1995), Polonia (Reig y Jedrzejewski 1988) y resultados anteriores en las mismas zonas de estudio (F. González com. pers.), que los encontraron en proporciones del 10 y 2 % respectivamente. En otros lugares de España, el consumo de este tipo de presas puede ser considerable (Salvador y Abad 1987, Urios et al. 1987), hasta el punto de observar la especialización estacional de un grupo de lobos en la captura de micromamíferos (L. M. Barrientos, com. pers.). Las razones que podrían explicar la ausencia de consumo de presas pequeñas pueden ser

la escasa disponibilidad de lagomorfos (en Asturias sólo hay liebres y con baja densidad) y el elevado número de especies de gran tamaño (silvestres y domésticas) presentes en las zonas loberas de la Cordillera Cantábrica.

En la zona A el ganado constituye el alimento fundamental durante todo el año, especialmente el equino, con un consumo muy superior al de las especies silvestres, únicamente representado por el corzo y el jabalí, que probablemente no son abundantes en esta zona. El ganado equino está todo el año en el monte con una densidad aproximadamente 100 veces superior a la de la zona B. Su manejo se limita a la retirada de algunos potros entre los meses de septiembre y octubre. Patrones de alimentación similares al de esta zona son descritos por Guitián et al. (1979) para algunas áreas de Galicia. El elevado consumo de ganado en primavera coincide con la época de partos del equino. En esta época se presenta la mayor especialización alimenticia (menores valores de diversidad). El leve descenso del consumo de ganado equino a partir de la primavera puede ser debido a la disminución del número de potros (mortalidad y retirada para su venta), o al crecimiento de los mismos que los hace progresivamente menos accesibles. Paralelamente aumenta el consumo de otras presas, que pueden considerarse como alimentos de reemplazamiento (ganado menor y especies silvestres), lo que explica el incremento de diversidad.

Probablemente parte del ganado, especialmente el equino y vacuno, es consumido como carroña (mortalidad natural), aunque no hay muladares en la zona de estudio. No obstante, el consumo de carroña está descrito en otras zonas de España (Urios et al. 1987, entre otros).

El corzo y el jabalí entran a formar parte de la dieta del lobo en una proporción relativamente baja, incluso por debajo del ganado menor. Su consumo en primavera es irrelevante y sólo en invierno supone un aporte sustancial. Este hecho podría explicarse por coincidir con la época de caza (más animales salvajes heridos), menor presencia de ganado y nevadas que hacen más accesibles a algunas especies silvestres, entre otras razones.

En la zona B el patrón de la dieta del lobo es muy diferente del que se observa en la zona A. Los ungulados salvajes, representados mayoritariamente por el corzo y el jabalí, son la base de la alimentación durante todo el año. Estudios precedentes obtienen valores similares a los nuestros (Braña et al. 1982).

El máximo consumo de especies silvestres ocurre en primavera e invierno. Primavera es época de partos, con una gran predación sobre individuos jóvenes (Ballard et al. 1987, Jedrzejewski et al. 1992, Bobek et al. 1992). En invierno, la ausencia del ganado en el monte y, quizás, la mayor accesibilidad por efecto de las nevadas, justifica su elevado consumo. Se puede observar, en cierta medida, un cierto grado de especialización alimenticia en primavera, que presenta el valor más bajo de diversidad trófica de todo el año.

El consumo de corzo se realiza principalmente en primavera y verano, quizás por la accesibilidad de las crías. El jabalí, al contrario, es consumido en mayor proporción en invierno. Smietana y Klimek (1993) encuentran que el jabalí es depredado exclusivamente en invierno en Polonia. En los itinerarios realizados en esta zona con posterioridad a las nevadas, se encontraron una considerable cantidad de excrementos de lobo con pelos de jabalí. El jabalí es sensible a las nevadas y el invierno es la época de dispersión de individuos jóvenes, que podrían ser más accesibles que cuando estaban en grupos familiares con las hembras. El rebeco tiene en esta zona baja densidad por lo que su consumo necesariamente tiene que ser limitado. La incidencia máxima sobre el ganado ocurre en verano y otoño, épocas en que los animales se encuentran libres en el monte y poco o nada vigilados. No se ha constatado presencia de vacuno en la dieta.

No puede establecerse con total seguridad cuales son las causas de las grandes diferencias entre la zona A y B, dado que no tenemos información sobre las densidades relativas de presas salvajes, pero parece innegable que es un factor fundamental la disponibilidad de ganado equino, unas 100 veces más abundante en las sierras noroccidentales que en las suroccidentales.

ACRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido desarrollado en el marco de un estudio financiado por la Consejería de Medio Ambiente y Urbanismo del Principado de Asturias. En la realización de este trabajo se ha contado con la colaboración, para la recogida de muestras, de miembros de la Guardería Ambiental del Principado de Asturias: S. Traviesa, M. Martínez, E. Soto, A. Ramos, J.M. Lago, J.M. Carral, J.A. Lana, A. González, C. Alvarez, J.A. García, T. Rodríguez. En el análisis de las muestras han participado J.M. Iglesias, M. Lamelas y C. Repiso. Han aportado datos sobre los pesos de las especies silvestres y domésticas J. M. Barrientos, A. Álvarez, A. Díaz, J.M. Fernández, J. Pérez-Baybería y C. Rodríguez y han sido valiosas las sugerencias aportadas por J. Naves y R. Rodríguez.

BIBLIOGRAFÍA

- BALLARD, W. D., J.S. WHITMAN y C.L. GARDNER (1987). Ecology of an exploited wolf population in south-central Alaska. *Wildl. Monogr.* 98:1-54.
- BOBEK, B., K. PERZANOWSKI y W. SMJETANA (1992). The influence of snow cover on wolf *Canis lupus* and red deer *Cervus elaphus* relationship in Bieszczady Mountains. Vol. 2, Pp. 341-348 en Bobek, B., K. Perzanowsky y W. Regelin (eds). *Global Trends in Wildlife Management. Trans. 10 th IUGB Congress.* S.wiat Press, Krakow.
- BRANGI, A., P. ROSA y A. MERIGGI (1991). Predation by wolves (*Canis lupus* L.) on wild and domestic Ungulates in Northern Italy. Pp. 541-543 en Spitz, G. Jeanau, G. González, S. Aulanger (eds). *Ongulés / Ungulates*, 91. IRGN-INRA, Toulouse.

- BRANA, F., J. C. DEL CAMPO Y G. PALOMERO (1982). Le loup au versant nord de la Cordillère Cantabrique. *Acta Biologica Montana* 1: 33-52.
- CASTROVIEJO, J., F. PALACIOS, J. GARZON Y L. CUESTA (1975). Sobre la alimentación de los cánidos ibéricos. Pp. 39-46. *XII Congreso de Uniao Internacional dos Biologistas da Caça*. Direcçao-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa.
- COSTA, L. (1992). *Ecología del corzo en la montañas cantábricas. Modelo de Gestión*. Tesis Doctoral. 314 pp. Universidad de León.
- CUESTA, L., F. BARCENA, F. PALACIOS Y S. REIG (1991). The trophic ecology of the Iberian Wolf (*Canis lupus signatus* Cabrera, 1907). A new analysis of stomach's data. *Mammalia* 55: 239-254.
- DZIURDZIK, B. (1973). Key to the identification of mammal hairs from Poland. *Acta zool. Cracov.* 18: 73-91.
- FALIU, L., Y. LIGNEREUX Y J. BARRAT (1980). Identificación des poils de mammifères pyrénéens. *Doñana, Acta Vertebrata*, 7: 125-212.
- FLOWER, E. (1971). *Lobos em Portugal*. Est. de Divulgaçao Tecnica, DSFA, Lisboa.
- FLOYD, T. J., L. D. MECH Y P.A. JORDAN (1978). Relating wolf scat contents to prey consumed. *J. Wildl. Manage.* 42: 528-532.
- FONSECA, L. M. (1992). *Contribuçao para o estudio da ecología do lobo no Parque Natural de Monthesinho*. Relatorio de estagio para obtençao de Licenciatura en Recursos Faunísticos e Ambiente. Faculdade de Ciências da Universidad de Lisboa.
- FRITTS, S.H. (1982). *Wolf depredation on livestock in Minnesota*. United States Departament of the Interior. Fish and Wildlife Service-Resource Publication, Washington.
- FRITTS, S.H. Y L.D. MECH (1981). Dinamics, movements and feeding ecology of a newly protected wolf population in northwestern Minnesota. *Wildl. Monogr.* 80: 1-79.
- GUIÑAN, J., A. DE CASTRO, S. BAS Y J.L. CANALS (1979). Nota sobre la dieta del lobo en Galicia. *Trabajos Compostelanos de Biol.* 8: 95-104.
- JEDRZEJEWSKI, W., B. JEDRZEJEWSKA, H. OKARMA Y A.L. RUPRECHT (1992). Wolf predation and snow cover as mortality factors in the ungulate community of the Bialowieza National Park, Poland. *Oecologia* 90: 27-36.
- KELLER, A. (1980). Determination des mammifères de la Suisse par leu pelage II. Diagnose des familles, III Lagomorpha, Rodentia. *Rev. Suisse Zool.* 87: 781-796.
- (1981). Determination des mammifères de la Suisse par leu pelage: V. Carnivora, VI. Artiodactyla. *Rev. Suisse Zool.* 88: 803-820.
- LUDWIG, J.A. Y J.F. REYNOLDS (1988). *Statistical Ecology. A primer on methods and computing*. Ed. Jonh Wiley & Sons, New York. 338 pp.

- MAGALHAES, C.M. (1975). Some features of the wolf (*Canis lupus signatus* Cabrera, 1907) in Portugal. *XII Cong. IUGB, Lisboa*: 303-309.
- MAGALHAES, C.M. y F. FONSECA (1979). The wolf in Bragança country. Impact on cattle and game. *XIV Cong. IUGB, Dublin*: 281-286.
- MATTIOLI, L., M. APOLLONIO, V. MAZZARONE y E. CEDNTOFANTI (1995). Wolf food habits and wild ungulate availability in the Foreste Casentinesi National Park (Italy). *Acta Theriol.* 40: 387-402.
- MERIGGI, A., P. ROSA, A. BRANGI y C. MATTEUCCI (1991). Habitat use and diet of the wolf in northern Italy. *Acta Theriol.* 36: 141-151.
- REIG, S., L. CUESTA y F. PALACIOS (1985). The impact of human activities on the food habits of red fox and wolf in Old Castille, Spain. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 40: 151-155.
- REIG, S. y W. JEDRZEJEWSKI (1988). Winter and early spring food of some carnivores in the Bialowieza National Park, eastern Poland. *Acta Theriol.* 33: 57-65.
- SAEZ-ROYUELA, C. (1989). *Biología y ecología del Jabalí*. Tesis Doctoral. Publ. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias.
- SALVADOR, A. y P.L. ABAD (1987). Food habits of a wolf population (*Canis lupus*) in Leon Province, Spain. *Mammalia* 51: 45-52.
- SMIETANA, W. y A. KLIMEK (1993). Diet of wolves in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta Theriol.* 38: 245-251.
- TEERINK, B.J. (1991). *Atlas and identification key hair of West-European mammals*. Cambridge University Press.
- URIOS, V., C. VILA, E. BERNALDEZ y M. DELIBES (1987). Contribución al conocimiento de la alimentación del lobo ibérico en la Sierra de la Culebra. *II Jornadas de Estudio y Debate. El lobo ibérico*. Salamanca.
- VILA, C. (1993). *Aspectos morfológicos y ecológicos del lobo ibérico (Canis lupus)*. Tesis doctoral Universidad de Barcelona.
- WEAVER, J.L. (1993). Refining the equation for interpreting prey occurrence in gray wolf scats. *J. Wildl. Manage.* 57: 534-538.

Recibido, 6 febrero 1996; aceptado, 3 septiembre 1996

CONSUMO DE FRUTOS Y DISPERSIÓN DE SEMILLAS DE SERBAL (*SORBUS AUCUPARIA* L.) POR ZORROS Y MARTAS EN LA CORDILLERA CANTÁBRICA OCCIDENTAL

TERESA BERMEJO¹ Y JOSÉ GUITIÁN

Area de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Santiago, 15706 Santiago de Compostela, España.

¹ E-mail: bfberme@usc.es

RESUMEN

El serbal *Sorbus aucuparia* L. (Rosaceae) es una planta con dispersión mixta a través de mamíferos y aves. Estudiamos el consumo de frutos y la dispersión de semillas de serbal por la marta *Martes martes* L. y el zorro *Vulpes vulpes* L. en la Sierra de Ancares (Lugo, España) durante el otoño de 1990, mediante la recogida de heces en recorridos prefijados. Durante todo ese año estimamos también la oferta de frutos de esta especie en los árboles y en el suelo. Los frutos de serbal estaban en el 88,7% de los 212 excrementos analizados para la marta y en el 40,9% de los 44 analizados para el zorro. El mayor consumo de frutos por la marta coincidió con la máxima disponibilidad de frutos en los árboles mientras que en el zorro pareció más relacionado con la oferta en el suelo. En ambos casos el 100% de las semillas aparecidas en los excrementos (n total = 10961) estaban intactas. En la marta el número medio de semillas/muestra fue de 49,9 (dt = 29,6; n = 188) y en el zorro los valores fueron 87,5 (dt = 100,1; n = 18); estas diferencias no son significativas. Llamamos la atención sobre la importancia de los frutos de serbal en la dieta de la marta y el papel crucial de ésta en la dispersión de la planta.

Palabras claves: frugivorismo, mamíferos carnívoros, marta, Montañas Cantábricas, *Sorbus aucuparia*, zorro.

ABSTRACT

Frugivory and seed dispersal of rowans (Sorbus aucuparia L.) by carnivorous mammals in the western Cantabrian Range.

Rowans *Sorbus aucuparia* L. (Rosaceae) are dispersed both by birds and mammals. In autumn 1990 we studied frugivory and seed dispersal of rowans by pine martens *Martes martes* L. and red foxes *Vulpes vulpes* L. at Sierra de Ancares (Lugo, NW, Spain). The contents of pine marten and red fox faeces collected along selected paths were examined and the available fruit supply at trees as well as on the ground was also estimated. As much as 88.7% of 212 pine marten faeces and 40.9% of 44 red fox faeces included rowan berries. The maximum level of fruit consumption by the pine marten is concurrent with high numbers of fruits at trees, while fruit consumption by red foxes seemed to be related with the availability of berries on the ground. All seeds found in faeces were apparently intact ($n=10961$). The average number of seeds in pine marten faeces was 49.9 (s.d.=29.6; $n=188$), while red fox faeces had on average 87.5

(s.d.=100.1; n=18) seeds; differences were not significant. Our results emphasize the role of pine martens in the dispersal of rowans.

Key words: Cantabrian Range, carnivorous mammals, frugivory, pine marten, *Sorbus aucuparia*, red fox.

INTRODUCCIÓN

La importancia de los carnívoros en la dispersión de semillas de plantas que producen frutos carnosos ha sido especialmente valorada en los últimos años. Willson (1993) destaca a los carnívoros como los dispersantes más importantes entre los mamíferos de Norte América y Herrera (1989) considera que el conocimiento del papel de los carnívoros es esencial para una percepción global de los procesos de dispersión. A pesar de la importancia que las dos revisiones anteriores otorgan a este grupo de mamíferos como dispersantes, los estudios realizados en hábitats ibéricos bien conservados son muy escasos (Herrera 1989, Hernández 1993, Traveset 1995).

La mayoría de las especies de carnívoros con cierto grado de frugivorismo presentan variaciones estacionales en su dieta, de modo que el consumo de frutos es máximo en otoño coincidiendo con la mayor disponibilidad de este recurso en el hábitat (Calisti et al. 1990, Clevenger 1993). Disponemos de pocos estudios que comparen la dieta de los carnívoros con la oferta de recursos en su medio, y en concreto con la disponibilidad de frutos (por ejemplo Doncaster et al. 1990, Ferrari y Weber 1995), de forma que poco se conoce en la actualidad de los patrones de selección de frutos por los mamíferos.

En nuestra zona de trabajo los carnívoros más abundantes son la marta *Martes martes* L. y el zorro *Vulpes vulpes* L. Para estas dos especies los frutos pueden ser un recurso importante en ciertas épocas del año (Calviño et al. 1984, Guitián y Bermejo 1989, Clevenger 1993). Las semillas de los frutos consumidos por estas especies son depositadas en los excrementos en su mayoría intactas y con capacidad de germinar (Fowler et al. 1982, Bustamante et al. 1992).

En este estudio analizamos la relación que mantienen ambas especies con el serbal *Sorbus aucuparia* L. Los frutos de esta planta son consumidos por los carnívoros antes de la llegada de los bandos invernantes de zorzal alirrojo *Turdus iliacus* L. y de zorzal real *Turdus pilaris* L., grandes consumidores de sus frutos y dispersantes de sus semillas en toda Europa Occidental (Tyrväinen 1975, Snow y Snow 1988) y en toda la Cordillera Cantábrica Ibérica (observaciones personales para el período 1988-94).

Los objetivos han sido: (1) evaluar la importancia de los frutos de serbal en la dieta, (2) comparar el consumo de frutos con su oferta en el medio y (3) describir algunas características de la dispersión de semillas de serbal por estos carnívoros.

Las especies

Sorbus aucuparia (Rosaceae) es un arbolillo caducifolio de hasta 15 m de altura que se distribuye por el norte y centro de Europa, desde Escandinavia hasta las montañas del norte de España, Italia y Península de los Balcanes. Se puede encontrar aislado o en grupos pequeños, tanto en el interior del bosque como en zonas abiertas. Florece en el mes de junio y madura los frutos a finales de agosto. La mayoría de los frutos caen pronto al suelo después de madurar, aunque pueden permanecer maduros en las ramas hasta finales de noviembre. Los frutos maduros son rojo-anaranjado, de 9,3 mm de diámetro y 10 mm de longitud (Herrera 1987), con una media de 2,6 semillas por fruto ($dt=1,2$; $n = 105$, para frutos de Ancares) y se presentan agrupados en infrutescencias (media=55,9 frutos/racimo, $dt = 27,2$, $n= 37$, para árboles de Ancares). Tienen un alto contenido en agua y carbohidratos y bajo en lípidos, proteínas y fibra (Herrera 1987). Sus cosechas pueden variar mucho en años consecutivos, con variaciones de 0 a varios miles de frutos en el mismo individuo (datos propios inéditos para el período 1988-1995).

Martes martes (Mustelidae) y *Vulpes vulpes* (Canidae) son comunes en la Cordillera Cantábrica occidental (Castroviejo 1973) aunque no se conocen las densidades de estas poblaciones. La marta, especie con hábitos trepadores, se alimenta básicamente de micromamíferos y frutos, encontrándose en Europa central densidades entre 0,1 y 0,8 individuos por 100 ha (Marchesi 1989). El zorro tiene una dieta muy variada en la que destacan sobre todo conejos y micromamíferos, aunque hay una gran variación entre zonas geográficas con respecto a los grupos básicos en su dieta. En Europa la densidad media es del orden de 1 adulto por 100 ha (Lloyd et al. 1976 en Artois 1989). Entre 0,9 y 1,6 /100 ha en el sur de España (ver Palomares y Ruiz 1994).

ÁREA DE ESTUDIO

Hemos realizado el estudio en la Reserva Nacional de Caza de Ancares (Cervantes, Lugo; 1100-1500 m de altitud snm), situada en el extremo occidental del eje montañoso Cantábrico de la Península Ibérica. La temperatura media anual en la cercana estación de Leitariégos es de 6°C y la precipitación anual de 1800 mm, en forma de nieve entre 2 y 4 meses. El área elegida para este estudio abarca una extensión de 2920 ha. Comprende dos valles con abundante bosque mixto caducifolio en las laderas umbrías (*Betula pubescens* ssp. *celtibérica*, *Ilex aquifolium*, *Quercus petraea*, *Quercus robur*, *Fagus sylvatica*, *Sorbus aucuparia*, *Corylus avellana*), con bosques de *Quercus pyrenaica* en las laderas orientadas al sur, y con brezales (*Erica australis*), pionales (*Genista florida*) y pastizales con *Vaccinium myrtillus* en las partes altas. Las manchas forestales se mantienen relativamente bien conservadas y está presente una rica fauna de vertebrados (Castroviejo 1973).

MÉTODOS

1.- Consumo de frutos y dispersión de semillas

El estudio se realizó mediante la recogida de excrementos depositados en dos senderos (2 y 5 km) que atraviesan dos zonas de bosque, durante el otoño de 1990. Los excrementos fueron asignados a tres períodos según las fechas de muestreo; entre el 8-9-90 y 3-10-90, entre el 3-10-90 y el 15-11-90 y desde el 15-11-90 hasta el 21-12-90. Los itinerarios se limpiaron antes del primer muestreo y quedaban limpios de excrementos al término de cada estancia. Las muestras recogidas se analizaron en el laboratorio con la ayuda de una lupa binocular.

Los datos de dieta se expresan en frecuencia de aparición en las heces, es decir, como el porcentaje de excrementos que contienen un tipo de alimento determinado. Para describir la importancia de los frutos de serbal en la dieta hemos usado tres criterios; (1) FA= frecuencia de aparición en las heces, (2) PN= porcentaje del número de frutos de serbal sobre el total de frutos carnosos de cualquier especie; el número de frutos se calculó dividiendo el número total de semillas de cada especie entre el número medio de semillas por fruto (datos propios y de Herrera 1987) y (3) PP= porcentaje de pulpa de frutos de serbal ingerida (calculada a partir del índice anterior y del peso seco de pulpa: 111,7 mg/fruto Herrera 1987), sobre el total de pulpa ingerida de cualquier especie de fruto carnoso. Los datos de los pesos de pulpa de las demás especies se tomaron también de Herrera (1987). El criterio 1 hace referencia al consumo de frutos en la dieta global, mientras que los criterios 2 y 3 se refieren únicamente al componente frugívoro de la dieta, comparándose el consumo de los frutos de serbal frente al consumo de otros frutos.

2. Disponibilidad de frutos

Se estudió la fenología de fructificación durante el mismo año, inspeccionando 12 pies de serbal, numerados correlativamente, contando y anotando el estado de los frutos en una rama marcada en cada una de las plantas. Estas ramas tenían entre 2 y 12 racimos (media= 5,66; dt=3,08; n= 12) y las consideramos representativas respecto al árbol entero ya que a lo largo del seguimiento no hemos observado ninguna diferencia en cuanto a la fenología entre las ramas marcadas y las demás ramas de cada pie. Las visitas se realizaron mensualmente (25-43 días). La oferta de frutos en el suelo se siguió en las mismas fechas en los 6 árboles correspondientes a los números impares. Se contaron los frutos presentes en 9 cuadrados de 20 x 20 cm, 4 bajo la copa y 5 situados a intervalos de 1 m alejándonos del árbol en una dirección seleccionada al azar en terreno llano y hacia la línea de máxima pendiente en terreno inclinado. Utilizamos el color rojo-anaranjado brillante

TABLA 1

Diferencias en los principales componentes de la dieta de marta y zorro durante el otoño en el área de estudio. Resultados en frecuencia de aparición. Las tres últimas categorías se han agrupado para la prueba estadística. (***) $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; - $p < 0,05$; n.s. $p > 0,05$.

Differences in the frequency of occurrence of major food types in the autumn diet of red foxes and pine martens. The last 3 categories were grouped to meet statistical requirements.

	<i>Martes martes</i>	<i>Vulpes vulpes</i>	χ^2	p
N	212	44		
Micromamíferos	41,9	70,4	10,7	***
Aves	13,2	22,7	1,9	n.s.
Insectos	6,6	20,4	6,9	**
Frutos carnosos	92,4	70,4	16,6	***
Frutos secos	0,4	4,5	-	-
Carroña	4,7	9,1	6,2	*
Otros restos vegetales	-	-	-	-
vegetales	0,4	4,5	-	-

como indicador de fruto maduro y llamamos fruto pasado al que cambia de aspecto por iniciarse la descomposición pero que mantiene todavía cierta cantidad de pulpa.

RESULTADOS

Los componentes principales de la dieta de la marta y el zorro durante el otoño fueron micromamíferos, aves, insectos y frutos. El grado de frugivismo fue muy alto en las dos especies, siendo significativamente mayor en la marta que en el zorro (Tabla 1).

Hemos identificado frutos de nueve especies de plantas diferentes en el total de muestras analizadas, siendo los más frecuentes los de serbal, con una frecuencia de aparición (FA) en la marta de 88,7% y en el zorro de 40,9%, los de zarzamora *Rubus* spp (FA: 11,8% y 31,8%) y los de tejo *Taxus baccata* (FA: 1,9% y 6,8%). Comparamos la marta con el zorro en cuanto al consumo de los frutos de estas tres especies, englobando a las demás especies en un cuarto grupo y utilizando el número total de frutos consumidos (Tabla 2). La diferencia resultó significativa ($\chi^2 = 342$; g.l. = 3; $p < 0,001$). Los frutos de serbal dominaron en el componente frugívoro de la dieta de los dos carnívoros, siendo el porcentaje de frutos de serbal mayor en la marta (96,3% del número total de frutos consumidos) que en el zorro (79,1%).

TABLA 2

Número total de frutos de las diferentes especies consumidas por marta y zorro calculado a partir del número de semillas de las heces.

Total number of fruits and fruit types consumed by foxes and pine martens as shown by the number of seeds in faeces

	<i>Martes martes</i>	<i>Vulpes vulpes</i>
<i>Ilex aquifolium</i>	1,5	6,8
<i>Malus</i> sp. *	0,0	.
<i>Prunus spinosa</i>	-	20
<i>Rosa</i> spp.	0,7	.
<i>Rubus</i> spp.	89,4	93,3
<i>Sorbus aucuparia</i>	3617,1	602,4
<i>Taxus baccata</i>	43,0	39
<i>Vaccinium myrtillus</i>	1,5	-
<i>Vitis vinifera</i>		0,5
Total	3753,2	761,5

* Sin restos de semillas en las heces.

* No seed remains in faeces.

En Ancares, los frutos de serbal estuvieron maduros durante casi todo el otoño y fueron muy abundantes tanto en las ramas como en el suelo (Figura 1). Los frutos maduraron de forma sincrónica entre árboles a finales de agosto y en septiembre toda la cosecha estaba madura, presentando este mismo mes el número máximo de frutos en las ramas. Los frutos cayeron al suelo pronto después de madurar siendo la mayor oferta en el suelo en octubre. La duración de los frutos aquí depende no solamente de la cosecha sino también de las precipitaciones en forma de nieve. En los años en los que la nieve cubre el suelo a partir del otoño los frutos permanecen en buenas condiciones hasta bien entrado el invierno, mientras que en años sin nieve se secan o estropean en el suelo rápidamente (observaciones personales para el período 1988-94). En la Figura 1 se observa una disminución de los frutos en el suelo durante el mes de diciembre causada porque los frutos estaban cubiertos por la nieve en las fechas de muestreo. Esta situación se prolongó hasta finales de enero.

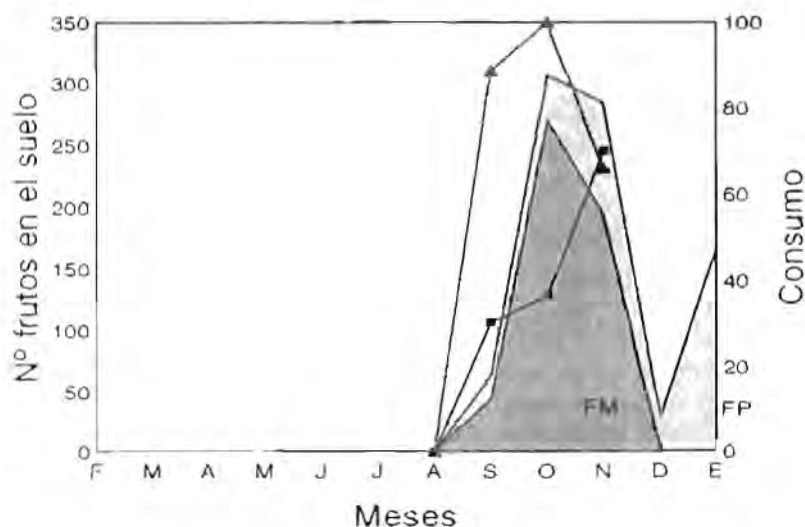
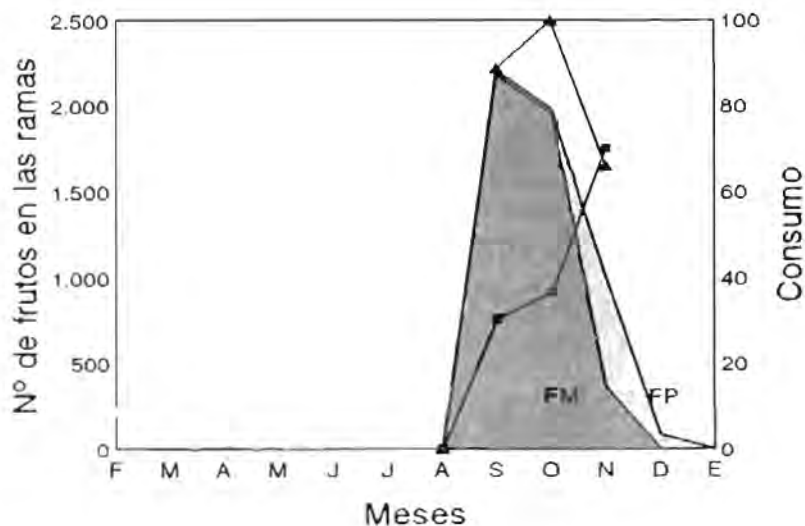


Figura 1. Periodo de disponibilidad de frutos maduros (FM) y de frutos pasados (FP) de serbal y consumo por la marta (triángulos) y el zorro (cuadrados) expresado como frecuencia de aparición en los excrementos.

Period of available ripe (FM) and overripe (FP) rowan fruits and consumption by pine martens (triangles) and red foxes (squares) as shown by frequency of occurrence in faeces.

TABLA 3

Variaciones del consumo de frutos de serbal durante el otoño en el área de estudio, expresado en frecuencia de aparición en las heces. Entre paréntesis el número de excrementos analizados por período.

Changes in the frequency of occurrence of rowan berries in faeces. Numbers in brackets show the number of faeces analyzed.

Período	1º	2º	3º	Total
Fecha de muestreo	3-OCT-90	15-NOV-90	21-DIC-90	
<i>Martes martes</i>	88,7 (71)	100 (94)	65,9 (47)	88,7 (212)
<i>Vulpes vulpes</i>	30,4 (23)	36,6 (11)	70,0 (10)	40,9 (44)

El consumo de frutos de serbal por las dos especies de carnívoros ha variado a lo largo del otoño (Tabla 3). La frecuencia de aparición de frutos de serbal en las heces de marta fue mayor en los dos primeros períodos coincidiendo con la máxima disponibilidad de frutos en los árboles (Figura 1). El zorro pareció consumir más frutos en el tercer período cuando había más oferta de frutos en el suelo, aunque el tamaño de muestra en este caso es pequeño para poder valorar convenientemente estos resultados.

En relación al componente frugívoro de la dieta, la importancia de los frutos de serbal se incrementó a medida que transcurrió el otoño tanto en la marta como en el zorro (Tabla 4). Esto está relacionado con el diferente número de especies de frutos que consumen en los distintos períodos considerados (la marta 5-3-3 y el zorro 6-2-3, respectivamente para cada período).

Hemos determinado semillas de ocho especies de plantas en el total de muestras analizadas (Tabla 2). La marta y el zorro depositaron las semillas intactas (Tabla 5) y no existen diferencias significativas entre las dos especies en cuanto al número de semillas/excremento ($U = 1348$; $p > 0,05$ Test de Mann-Whitney). Esta cantidad es 53,2 ($dt = 41,7$; $n = 206$) para las dos especies juntas.

DISCUSIÓN

Los frutos carnosos son parte importante en la dieta del zorro y la marta durante el otoño, destacando el papel del serbal sobre los demás frutos presentes. Las dos especies dispersan cantidades notables de semillas, todas las cuales son depositadas aparentemente intactas.

TABLA 4

Importancia de los frutos de serbal en el componente frugívoro de la dieta y su variación en los diferentes periodos considerados. PN: porcentaje de frutos de serbal sobre el total de frutos, PP: porcentaje de pulpa de serbal sobre el total de pulpa de cualquier fruto ingerida. Cálculos en peso seco. Entre paréntesis: n° total de frutos ingeridos (PN) y peso seco total de pulpa ingerida en gramos (PP).

Changes in the contribution of rowan berries to the fruit component of the diet. PN: percentage of rowan berries on the total number of fruits, PP: percentage of rowan pulp on the total amount of pulp in grams (PP) are shown in brackets.

Periodo	1º	2º	3º	Total
<i>Martes martes</i>				
PN	87,3 (1056)	99,9 (2029)	99,7 (666)	96,3 (3753)
PP	84,6 (121)	99,9 (226)	99,9 (74)	95,5 (422)
<i>Vulpes vulpes</i>				
PN	61,6 (337)	79,5 (114)	97,8 (310)	79,0 (762)
PP	52,9 (43)	76,8 (131)	99,1 (34)	73,7 (91)

TABLA 5

Número de semillas de serbal por muestra fecal de marta y zorro.
N: n° de heces con semillas.

*Number of rowan seeds in pine marten and red fox faeces.
N: number of faeces with seeds.*

	Total semillas	Fracción dañada (%)	Semillas/muestra fecal			
			N	media	dt	rango
<i>Martes martes</i>	9385	0	188	49,9	29,6	2-136
<i>Vulpes vulpes</i>	1576	0	18	87,5	100,1	6-440

La marta es una especie de hábitos frugívoros bien conocidos, siendo los frutos el componente más frecuente de su dieta durante el otoño en distintos tipos de hábitats de Europa (Marchesi y Mermod 1989, Marchesi et al. 1989, Clevenger 1993). En el caso de la dieta otoñal del zorro, los frutos son parte importante de la dieta pero el componente principal varía según las localidades (Calviño et al. 1984, Calisti et. al. 1990, Serafini y Lovari 1993).

Con respecto a la presencia e importancia de los frutos de serbal en la dieta de ambas especies en otras localidades es preciso señalar que las variaciones espaciales en la distribución del serbal dentro y entre localidades, así como las grandes variaciones en la cosecha de esta especie entre años, repercuten directamente en la posibilidad de que aparezcan frutos en la dieta. Por ello, aunque disponemos de información sobre dietas de los carnívoros en otras localidades, los estudios comparativos tienen poco valor si no se conoce la disponibilidad de frutos en el medio en el período concreto de estudio. A pesar de todo ello los frutos de serbal han sido citados como parte de la dieta de martas y zorros en la Cordillera Cantábrica y en el Pirineo Oriental (Clevenger 1993, López-Martín y Ruiz-Olmo 1995, González-Prat comunicación personal) y en Europa (Pulliainen 1978, Hewson y Leitch 1983, Marchesi y Mermod 1989).

En la zona de Ancares la oferta de frutos carnosos se concentra fundamentalmente en el bosque mixto caducifolio, que cubre cerca del 25% del área de estudio, y produce aproximadamente el 90% de los frutos. La oferta de frutos de serbal es muy heterogénea, concentrándose en algunas zonas del bosque mixto. Según datos de producción de frutos tomados de Guitián (1984), para la misma zona de estudio y en un año con cosecha de serbal similar a la del presente trabajo, en áreas favorables en donde la especie está presente el número de frutos está en torno a 9700/ha, mientras que considerando todo el bosque la oferta se aproximaría a los 300 frutos/ha. Estas cifras representan únicamente el 0,7% de la oferta total de frutos del bosque. Este porcentaje es mayor en octubre (4%) porque apenas quedan frutos de arándano. Los frutos más abundantes en el bosque son los de arándano y acebo en septiembre, y los de acebo y zarzamora en octubre y noviembre.

La pregunta sería: ¿por qué la marta y el zorro consumen con tanta frecuencia los frutos de serbal?. Estos frutos no reúnen todas las características citadas por Herrera (1989) para los frutos consumidos por mamíferos carnívoros en hábitats mediterráneos del sureste de España, aunque sí algunas importantes: son frutos olorosos y caen pronto al suelo después de madurar. Entre las que no cumple figuraría el tamaño, grande en las especies dispersadas por mamíferos y más pequeño en las que se movilizan por aves. El serbal tiene frutos pequeños (en torno a los 9,3 mm de diámetro) pero están agrupados en infrutescencias cercanas a los 50 frutos, que pueden caer enteras al suelo (por ejemplo, en el muestreo de octubre el 39,2 % de los frutos del suelo estaban agrupados en racimos), lo que mejoraría la rentabilidad para un animal que precisa ingerir mucha cantidad de pulpa. En cualquier caso, es importante tener presente que se trata de una especie de dispersión claramente mixta a través de mamíferos y aves, y que reúne también algunas de las características adecuadas para un consumo por aves (tamaño, color, etc.). Según Debussche e Isenmann (1989) y Willson (1991) las características de los frutos consumidos por mamíferos presentan gran variabilidad.

En cuanto a disponibilidad, durante su permanencia en árboles generalmente altos y sin ramas bajas, los frutos son más accesibles para la marta que para el zorro (Marchesi 1989) lo que tal vez explique las diferencias en disponibilidad y consumo entre las dos especies.

Desde el punto de vista del serbal, la primera componente importante en este sistema de dispersión sería la cantidad de semillas movilizadas en buen estado. Los porcentajes de semillas de frutos carnosos dañadas por carnívoros son muy bajos en otras localidades (Herrera 1989, Hernández 1993, Chávez-Ramírez y Slak 1993) en coincidencia con lo que hemos obtenido aquí. La segunda componente sería el grado de agrupamiento de semillas conespecíficas en las heces, por su influencia en la mortalidad y supervivencia de las plántulas (Howe 1989). En nuestro caso el número de semillas/muestra es muy elevado, llegando a un máximo de 400 semillas en un excremento de zorro. Este patrón de dispersión contrasta con el que muestran otros dispersantes como el zorzal charlo y otras especies de *Turdus* en los que el máximo de semillas suele estar por debajo de 10 (datos propios inéditos).

En la actualidad, no se conoce para ninguna especie de planta con frutos carnosos con dispersión mixta mamífero/ave, la proporción relativa de semillas movilizadas por cada uno de estos grupos, y en ese sentido, desconocemos el papel relativo que mamíferos y aves puedan jugar en la dispersión de semillas de serbal en las Montañas Cantábricas, aunque la cantidad de fruto caído antes de la llegada de los zorrales, apunta a que los mamíferos están jugando aquí un papel importante.

Finalmente aspectos como el lugar de deposición, las fases de depredación y germinación en el interior de las heces y la posible influencia del contenido de las mismas en el crecimiento de las plántulas, que no han sido abordados en este estudio, pueden hacer variar el papel de zorros y martas en la biología reproductiva de esta planta.

El serbal, la marta y el zorro, coinciden en su área de distribución a lo largo de las montañas Cantábricas y es posible que este tipo de relación sea hoy día muy importante para la planta y para las dos especies de carnívoros.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Belén López, Isabel Bermejo, Nacho Munilla, Luis Navarro, Asier Rodríguez y Pablo Guitián su colaboración en el trabajo de campo y a Carlos Herrera sus valiosos comentarios en la revisión del manuscrito. Este estudio se incluye dentro de los proyectos financiados por la Xunta de Galicia (Beca de Tercer Ciclo, Beca predoctoral) y proyecto XUGA 8030789) y por la DGICYT (proyecto PB90-0762)

BIBLIOGRAFÍA

- ARTOIS, M. (1989). *Le renard roux (Vulpes vulpes Linnaeus, 1758). Encyclopédie des carnivores de France*. Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères, Bohallard.
- BUSTAMANTE, R.O., J.A. SIMONETTI Y J.E. MERLA (1992). Are foxes legitimate and efficient seed dispersers - A field test. *Acta Oecol.* 13: 203-208.
- CALISTI, M., B. CIAMPALINI, S. LOVARI Y M. LUCHERINI (1990). Food habits and trophic niche variation of the red fox *Vulpes vulpes* (L., 1768) in a mediterranean coastal area. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 45: 309-320.
- CALVIÑO, F., J.L.S. CANALS, S. BAS, A. DE CASTRO Y J. GUITIÁN (1984). Regimen alimenticio del zorro (*Vulpes vulpes* L.) en Galicia, Noroeste de la Península Ibérica. *Bol. Estac. Cent. Ecol.* XIII: 83-89.
- CASTROVIEJO, J. (1973). Primeros datos sobre la ecología invernal de los vertebrados de la Cordillera Cantábrica. *Asturnatura* 1: 35-49.
- CHÁVEZ-RAMÍREZ, F. Y R.D. SLACK (1993). Carnivore fruit-use and seed dispersal of two selected plant species of the Edwards Plateau, Texas. *The Southwestern Naturalist* 38: 141-145.
- CLEVINGER, A.P. (1993). Pine marten (*Martes martes* Linné, 1758) comparative feeding ecology in an island and mainland population of Spain. *Z. Säugetierkunde* 58: 212-224.
- DEBUSSCHE, M. Y P. ISENMANN (1989). Fleishy fruit characters and the choices of bird and mammal seed dispersers in a mediterranean region. *Oikos* 56: 327-338.
- DONCASTER, C.P., C.R. DICKMAN Y D.W. MACDONALD (1990). Feeding ecology of Red Foxes (*Vulpes vulpes*) in the city of Oxford, England. *J. Mammal.* 71: 188-194.
- FERRARI, N. Y J.M. WEBER (1995). Influence of the abundance of food resources on the feeding habits of the red fox, *Vulpes vulpes*, in western Switzerland. *J. Zool.* 236: 117-129.
- FOWLER, L.J., D.K. FOWLER Y J.E. THOMAS (1982). Dispersal of autumn olive seeds by foxes on coal surface mines in east Tennessee. *J. Tenn. Acad. Sci.* 57: 83-85.
- GUITIÁN, J. (1984). Ecología de la comunidad de Passeriformes de un bosque montano de la Cordillera Cantábrica Occidental. Tesis doctoral. Univ. Santiago.
- GUITIÁN, J. Y T. BERMEJO (1989). Nota sobre dietas de carnívoros e índices de abundancia en una reserva de caza del norte de España. *Doñana, Acta Vertebrata* 16: 319-324.
- HERNÁNDEZ, A. (1993). The role of birds and mammals in the dispersal ecology of *Rhamnus alpinus* (Rhamnaceae) in the Cantabrian Mts. *Folia Zool.* 42: 105-109.
- HERRERA, C.M. (1987). Vertebrate-dispersed plants of the Iberian Peninsula:

- a study of fruit characteristics. *Ecol. Monogr.* 57: 305-331.
- (1989). Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals, and associated fruit characteristics, in undisturbed mediterranean habitats. *Oikos* 55: 250-262.
- HEWSON, R. y A.F. LEITCH (1983). The food of foxes in forests and on the open hill. *Scott. For.* 37: 39-50.
- HOWE, H.F. (1989). Scatter- and clump-dispersal and seedling demography: hypothesis and implications. *Oecologia* 79: 417-426.
- LÓPEZ-MARTÍN, J.M. y J. RUIZ-OLMO (1995). Ecología alimenticia de la marta (*Martes martes* L.) en el Pirineo. P. 52. Resúmenes II Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos. SECEM, Soria.
- MARCHESI, P. (1989). Ecologie et comportement de la martre (*Martes martes* L.) dans le Jura suisse. Tesis doctoral. Univ. Neuchâtel.
- MARCHESI, P., N. LACHAT, R. LIENHARD, P. DEBIEVI y C. MERMOD (1989). Comparaison des régimes alimentaires de la fouine (*Martes foina* Erxl.) et de la martre (*Martes martes* L.) dans une région du Jura suisse. *Revue Suisse Zool.* 96: 281-296.
- MARCHESI, P. y C. MERMOD (1989). Régime alimentaire de la martre (*Martes martes* L.) dans le Jura suisse (Mammalia: Mustelidae). *Revue Suisse Zool.* 96: 127-146.
- PAIOMARES, F. E I. RUIZ-MARTÍNEZ (1994). The density of red fox and the effect of its preying on small game during the kit season in southeastern Spain. *Z. Jagdwissenschaft* 40: 145-155.
- PULLIAJAINEN, E. (1978). The nutritive value of rowan-berries, *Sorbus aucuparia* L., for birds and mammals. *Aquilo Ser Zool.* 18: 28-32.
- SERAFINI, P. y S. LOVARI (1993). Food habits and trophic niche overlap of the red fox and the stone marten in a Mediterranean rural area. *Acta Theriol.* 38: 233-244.
- SNOW, B.K. y D.W. SNOW (1988). *Birds and berries*. T. & A.D. Poyser, Calton.
- TRAVESET, A. (1995). Seed dispersal of *Cneorum tricoccon* L. (Cneoraceae) by lizards and mammals in the Balearic islands. *Acta Oecol.* 16: 171-178.
- TYRVAINEN, H. (1975). The winter irruption of the fieldfare (*Turdus pilaris*) and the supply of rowan berries. *Ornis Fennica* 52: 23-31.
- WILLSON, M.F. (1991). Dispersal of seeds by frugivorous animals in temperate forests. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 64: 537-554.
- (1993). Mammals as seed-dispersal mutualists in Nort America. *Oikos* 67: 159-176.

Recibido, 8 marzo 1996; aceptado, 23 septiembre 1996

EVALUACIÓN DE ESPERMATOZOIDES OBTENIDOS POSTMORTEM EN EL CIERVO

J. GARDE, A.J. GARCÍA, N. ORTIZ Y L. GALLEGO

Dpto. Ciencia y Tecnología Agroforestal. E.T.S. Ingenieros Agrónomos. Universidad de Castilla-La Mancha. Campus Universitario s.n. 02071.

RESUMEN

El presente experimento ha tenido como objetivo la evaluación de los efectos causados por diversos factores (edad de los machos, intervalo transcurrido desde la muerte del animal hasta la obtención del semen, temporada de berrea y testículo del que procedían las células) sobre la calidad celular de los espermatozoides. Para ello, se han analizado 98 muestras procedentes de 49 ciervos (*Cervus elaphus hispanicus*) abatidos por cacería selectiva en su hábitat natural durante la época de berrea. Los espermatozoides se obtuvieron de la porción distal de la cola del epidídimo de los venados a las 3, 6, 12, 24 y 36 h después de la muerte de los animales. Inmediatamente después de cada obtención, se determinó el porcentaje de espermatozoides móviles (MI), la tasa de células morfológicamente normales (FN), el porcentaje de gametos con acrosoma intacto (PIA), y el grado de resistencia osmótica de la membrana plasmática de los espermatozoides mediante la prueba de endósmosis celular (E+). Las muestras fueron clasificadas en excelentes, aceptables o desechables en función de los valores reportados por las mismas para los parámetros anteriormente citados. Los criterios mínimos exigidos para valorar una muestra como aceptable fueron los siguientes: MI > 40%, % de FN > 40%, E+ > 40% y PIA > 60%. El porcentaje de muestras calificadas como utilizables (aceptables más excelentes) fue de un 60,2%. Ello sugiere que en el ciervo se puede obtener un porcentaje considerable de muestras espermáticas con una calidad celular notable varias horas después de la muerte del animal. Estas observaciones podrían tener implicaciones muy importantes de cara a la preservación de aquellas especies de ruminantes salvajes en peligro de extinción.

Palabras clave: Animales salvajes, *Cervus elaphus hispanicus*, ciervo, evaluación de espermatozoides

ABSTRACT

Evaluation of spermatozoa collected from red deer postmortem

This study was designed to evaluate the quality of wild ruminant spermatozoa obtained from dead males in order to use these gametes for production of offspring by *in vitro* fertilization (IVF) technology. We used the sperm of red deer (*Cervus elaphus hispanicus*) as a model of wild ruminant. Sperm was taken from the cauda of epididymis of 49 deers (98 samples) shot with a hunting rifle in their natural habitat. Seminal samples were obtained at 3, 6, 12, 24 and 36, hours after death of animals and were used for several analysis of sperm quality. Sperm motility was estimated by evaluating the percentage of motile sperm and the percentage of normal cells was assessed by viewing semen fixed in buffered 2% glutaraldehyde solution and counting a total of 200 cells under a phase-contrast microscope. In the same way, acrosome status was

evaluated by phase-contrast microscopy. Furthermore, we evaluated sperm membrane response to hypoosmotic test. Seminal samples were rated excellent, satisfactory or unsatisfactory. The minimal criterion for a satisfactory evaluation were as follows: immediate post-collection motility > 40%, with > 40% normal cells, with > 40% sperm with intact membrane and with > 60% intact acrosomes. Fifty nine of 98 (60.2%) samples collected were satisfactory. These results demonstrate that live male gametes can be obtained many hours after death of males. These observations could have important implications for the preservation of endangered ruminants.

Key words: *Cervus elaphus hispanicus*, Red deer, spermatozoa evaluation, wild animals.

INTRODUCCIÓN

La biodiversidad de nuestro planeta está continuamente amenazada, ello está originando la extinción de numerosas especies de animales y plantas a un ritmo alarmante. Así, en los últimos 200 años han desaparecido 46 especies de mamíferos (Zisweiller 1967). La mayoría de los casos de extinción han sido inducidos por el hombre y causados por la fragmentación, destrucción, polución y explotación de los espacios naturales. Todos estos acontecimientos han suscitado una gran preocupación por la conservación del medio ambiente, dando lugar al desarrollo de una nueva disciplina dentro de la Biología, que ha sido denominada "Biología de la Conservación" (Martín 1995). La destrucción de los recursos zoogenéticos ha desencadenado tanto la extinción de algunas especies de animales como pérdidas catastróficas en la variabilidad genética, originadas por una reducción drástica del tamaño de las poblaciones animales. Se han descrito numerosos efectos causados por la homogenización genética en las especies animales; entre ellos podemos destacar una mayor mortalidad neonatal (Ralls et al. 1979), mayor susceptibilidad a enfermedades (O'Brien et al. 1985), elevadas tasas de criptorquidia y teratospermia (Wildt et al. 1983) y un elevado número de espermatozoides con acrosoma dañado (Barone et al. 1991). Estos son tan solo algunos de los ejemplos que nos indican la necesidad de preservar tanto la diversidad genética dentro de las especies animales como las propias especies. Para ello, debemos emplear todas aquellas técnicas que existan a nuestro alcance y que demuestren tener efectos positivos.

La Tecnología de la Reproducción dispone de un conjunto de metodologías, potencialmente beneficiosas para la conservación tanto de las especies salvajes como de la variabilidad genética dentro de dichas especies (Loskutoff et al. 1995, Schiewe et al. 1995). Existen diversas técnicas reproductivas capaces de posibilitar la obtención, *in vitro* o *in vivo*, de embriones de animales en peligro de extinción (Wildt et al. 1992). En general, existen tres estrategias empleadas para producir embriones: (1) *in vivo* después de una cubrición natural de hembras con estro natural o sincronizado artificialmente; (2) *in vivo*, después del empleo de la Inseminación Artificial (IA) como

método de cubrición de animales con ovulaciones naturales o inducidas artificialmente; o (3) *in vitro*, mediante el empleo de ovocitos, madurados *in vitro* o *in vivo*, cocultivados con espermatozoides *in vitro*. El rendimiento de las técnicas de IA y Transferencia de Embriones (TE) en especies salvajes ha sido muy inferior al reflejado por estas mismas metodologías en animales domésticos (Schiewe et al. 1991). Estos resultados, a pesar de ser poco satisfactorios e inconsistentes, no deben condenar el uso de estas herramientas para la conservación de los animales salvajes en peligro de extinción; únicamente nos reafirman que las peculiaridades de cada especie inciden de forma notable sobre la eficacia de estas técnicas de Reproducción Asistida; y que el estrés provocado durante la manipulación del animal salvaje inhibe el desarrollo de estados reproductivos normales (Wildt et al. 1986). Este problema puede evitarse mediante el empleo de la Fecundación *in vitro* (FIV). Además, esta técnica permite, al menos teóricamente, la obtención de embriones a partir de gametos procedentes de animales muertos o enfermos. La maduración *in vitro* (MIV) seguida de la FIV presenta unas enormes posibilidades para la obtención de embriones de animales salvajes muertos de una forma inesperada y además comparada con la IA o la TE, la FIV presenta una serie de ventajas que la hacen muy atractiva para su empleo en la conservación de especies salvajes: (1) permite estudiar el comportamiento de ambos gametos por separado y en conjunto; (2) generalmente se emplean ovocitos obtenidos después de una estimulación del ovario con gonadotropinas, por tanto no se hace necesaria la determinación del momento de la ovulación; y (3) no necesita interacción directa macho-hembra, lo cual en el caso de tratar con animales salvajes es siempre una gran ventaja (Wildt et al. 1992).

Recientemente, se han realizado estudios en los que se han analizado las características biológicas *postmortem* de espermatozoides obtenidos del epidídimo de ratones (Christian et al. 1993). En estos trabajos se ha comprobado que las muestras obtenidas de estos machos, 20 horas después de la muerte de los mismos, presentan unos valores de motilidad y viabilidad de los espermatozoides del 30 y 60%, respectivamente. Estos valores fueron suficientes para obtener embriones viables por medio de un sistema de FIV (Christian et al. 1993). Estudios similares realizados por nosotros (Garde et al. 1994) empleando semen de corderos adultos (*Ovis aries*), también obtenido del epidídimo de animales muertos, reflejan valores de calidad celular *in vitro* igualmente elevados hasta 24 horas después de la muerte de los machos. En el caso de animales salvajes, existen varios trabajos que demuestran la posibilidad de recuperar espermatozoides viables de animales muertos a partir de sus gónadas (Krzywinski 1981, Miles et al. 1992, Durrant et al. 1994). Sin embargo, no existen estudios de esta naturaleza en los cuales se hayan empleado animales salvajes como modelo para el análisis de los posibles factores que pueden influir sobre las características celulares de los espermatozoides obtenidos después de la muerte de los machos.

Por todo ello, el presente trabajo ha tenido como objetivo la determinación de la influencia ejercida por la edad del venado, el intervalo muerte del macho-recogida de los espermatozoides, el año de obtención y el origen testicular de los gametos, sobre la calidad celular *in vitro* de los espermatozoides recuperados después de la muerte de los animales salvajes, de cara a evaluar las posibilidades reales de empleo de estos espermatozoides para la producción de embriones *in vitro*. Para ello, hemos empleado algunas de las pruebas que existen para determinar la calidad seminal *in vitro*, usando como modelo de animal salvaje donante del semen el ciervo (*Cervus elaphus hispanicus*).

MATERIAL Y MÉTODOS

El presente estudio se realizó a partir de las muestras obtenidas de los epidídimos de 49 venados adultos abatidos en su hábitat natural mediante el desarrollo de cacería selectiva durante las épocas de berrea (Septiembre-Octubre) de los años 1993 y 1995. Los encargados de las monterías recogieron los órganos genitales completos de los machos, anotaron la hora de la muerte y tomaron un diente de cada animal para determinar la edad de los mismos siguiendo para ello la metodología descrita por Mitchell (1967).

Los órganos genitales completos fueron retirados del cuerpo de los venados inmediatamente antes de su traslado al laboratorio en neveras portátiles a 5°C. La recogida de los aparatos reproductores se llevó a cabo a las 3, 6, 12, 24 y 36 h después de la muerte de los animales.

Las muestras se obtuvieron de la cola del epidídimo mediante lavado retrógrado desde los conductos deferentes empleando para ello una solución a base de citrato sódico-yema de huevo (Krzywinski y Jaczewski 1978). La metodología desarrollada para la obtención de los gametos masculinos fue la descrita por Amann et al. (1982) para la especie ovina. Una vez recogidas las estructuras epididimarias, éstas se colocaron en placas de Petri y se procedió al lavado retrógrado de los conductos deferentes y de las colas del epidídimo para la obtención de los espermatozoides. Las muestras recuperadas de cada uno de los 2 testículos de un mismo animal fueron tratadas y analizadas de forma independiente, ya que observaciones previas realizadas por nosotros pusieron de manifiesto la existencia, en algunos casos, de importantes diferencias en lo que a calidad celular se refiere entre las muestras procedentes de cada uno de los dos testículos de un mismo semental. Por tanto el trabajo se realizó sobre un total de 98 muestras.

Las muestras seminales fueron sometidas a distintas pruebas de evaluación de la calidad celular con objeto de establecer el grado de viabilidad de las mismas. Dicha evaluación cualitativa del material incluyó la determinación de los siguientes parámetros seminales: porcentaje de motilidad individual (MJ) por estimación directa mediante el empleo de un microscopio

óptico (Garde et al. 1992), porcentaje de endósmosis positiva (E+) en medio hipotónico (Vázquez 1980), porcentaje de acrosomas intactos (PIA) y de formas celulares normales (FN) mediante microscopía de contraste de fases, previa inclusión de las muestras en una solución de glutaraldehído al 2% (Pursel y Johnson 1974). Para realizar este experimento se evaluaron 200 espermatozoides para cada prueba de análisis seminal desarrollada y muestra obtenida ($200 \times 3 \times 98 = 58000$ espermatozoides).

Las muestras recogidas fueron clasificadas en excelentes, aceptables o desechables en función de los valores reportados por las mismas para los parámetros seminales anteriormente citados. Los criterios mínimos exigidos para valorar una muestra como aceptable fueron los siguientes: MI > 40%, % de FN > 40%, E+ > 40% y PIA > 60%. De estas muestras calificadas como aceptables, aquéllas que presentaron un porcentaje de motilidad individual superior al 60% fueron catalogadas como excelentes. El criterio empleado para clasificar las diferentes muestras seminales en alguna de las tres categorías anteriormente descritas ha sido establecido en base a la bibliografía existente sobre calidad celular de los gametos en el semen de cérvidos (Krzywinski 1981, Asher et al. 1987, Gosch y Fischer 1989, Jacobson et al. 1989).

Con los datos obtenidos evaluamos la influencia sobre la calidad celular *postmortem* en el ciervo de la edad del donante, el intervalo transcurrido desde la muerte del animal hasta la obtención de la muestra, el año de obtención de las mismas y el testículo del que procedían. Para el análisis de los datos, las muestras fueron divididas en tres grupos en función de la edad del macho: animales de 2-3 años ($n=18$), de 4-7 años ($n=50$) y de más de 8 años ($n=30$). Se establecieron estas 3 clases en función de lo referido por Nahlik (1992), el cual estructura las poblaciones de venados en función de la edad en tres apartados: jóvenes, maduros y viejos, correspondiéndose estas categorías con los 3 grupos de edades estudiados en nuestro trabajo. Los intervalos horarios transcurridos desde la muerte de los animales hasta la obtención de los espermatozoides estudiados fueron los siguientes: inferior a las 3 horas, de 3-6 h, de 6-12 h, de 12-24 h y de 24 a 36 h. En cuanto a la influencia del año en el que se recogieron los gametos se estudiaron dos temporadas: 1993 y 1995. Por último, para evaluar el efecto ejercido por el testículo productor de los gametos sobre la calidad celular de las muestras, éstas fueron divididas en dos grupos según procediesen del testículo derecho o del izquierdo.

Análisis estadístico

Los valores de calidad celular obtenidos para las distintas pruebas realizadas han sido expresados como las medias \pm los errores estándar de la media (SEM) y se han comparado según las 4 variables estudiadas por el empleo de un análisis de varianza mediante el procedimiento GLM utilizando el paquete estadístico S.A.S. (1985). Las diferencias significativas entre

grupos fueron detectadas por el test de significación mínima de Fisher (Snedecor y Cochran 1987).

RESULTADOS

Los resultados reflejados en nuestro trabajo sobre los efectos ejercidos en la calidad celular por la edad del venado y el intervalo muerte del macho-obtención de las células germinales han sido analizados detalladamente en la Tabla 1. Sin embargo, los valores medios reflejados en relación con el efecto ejercido por el año en que se obtuvieron las muestras (1993 ó 1995) o por el testículo del que procedían (derecho o izquierdo) no han sido presentados en forma de tabla, ya que no se encontró significación estadística alguna ($p > 0,05$) para los parámetros de calidad celular estudiados en función de estos dos factores.

Como puede observarse en la Tabla 1, existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,001$) en función del factor edad del semental donante para todos los parámetros analizados, a excepción de para el porcentaje de células con acrosoma intacto. Los resultados de la determinación del porcentaje de motilidad muestran que esta característica es estadísticamente inferior ($p < 0,001$) para las muestras procedentes de los machos más jóvenes que para las originarias de los machos de 4 a 7 años de edad, siendo intermedia para las que se extraen de los venados adultos. Por otro lado, la proporción de espermatozoides que presentaron endósmosis positiva obtenida para las muestras procedentes de los venados jóvenes fue siempre inferior a las reflejadas por las muestras obtenidas de los otros 2 grupos de animales. Exactamente igual, ocurrió para el porcentaje de espermatozoides morfológicamente normales, resultando inferior ($p < 0,001$) en el grupo de animales menores de 3 años que en los otros dos. La anomalía morfológica más frecuentemente presentada en todos los grupos de animales fue la existencia de espermatozoides con gotas citoplasmáticas (GC). Así, un 86,2% del total de formas anormales fueron CG. Además, se encontraron valores estadísticamente superiores ($p < 0,001$) para esta morfoanomalía en el grupo de venados jóvenes en comparación con los reflejados en los otros dos grupos.

En la misma Tabla 1, se observan los efectos ejercidos por el intervalo transcurrido (horas) desde la muerte de los machos hasta la obtención de los espermatozoides sobre las características celulares de los gametos del ciervo. Los valores existentes para las muestras obtenidas a partir de las 24 horas de la muerte de los animales son significativamente inferiores ($p < 0,001$) a los encontrados para los otros grupos horarios para todos los parámetros analizados, a excepción de para el porcentaje de espermatozoides morfológicamente normales.

Los porcentajes de motilidad individual obtenidos empiezan a ser signi-

Tabla 1
Características seminales *postmortem* de los espermatozoides de ciervo

Seminal characteristics of postmortem spermatozoa from red deer

Variable	Nº total muestras	Parámetros evaluados			
		MI ¹ (%)	FN ² (%)	PIA ³ (%)	E+ ⁴ (%)
<i>Edad</i>					
2-3	18	21,2±3,9 ^a	26,2±4,8 ^a	58,3±9,2 ^a	40,2±5,7 ^a
4-7	50	68,2±5,4 ^b	58,7±6,8 ^b	63,2±3,3 ^a	70,3±5,4 ^b
8 ó más	30	49,7±3,6 ^c	50,8±5,6 ^b	61,3±6,3 ^a	66,3±3,2 ^b
<i>Horas Postmortem</i>					
0-3	18	56,2±4,6 ^a	49,3±5,2 ^a	56,0±4,6 ^a	71,3±2,8 ^a
3-6	24	58,3±4,5 ^a	48,4±9,8 ^a	54,3±7,1 ^a	68,4±5,9 ^a
6-12	30	53,4±6,3 ^a	52,3±7,8 ^a	2,3±8,3 ^a	66,7±5,0 ^a
12-24	18	41,3±2,8 ^b	56,2±9,1 ^a	42,3±4,9 ^b	64,9±4,9 ^a
24-36	83	5,3±6,3 ^b	47,3±5,9 ^a	33,3±5,1 ^c	40,0±3,2 ^b

^a Los valores representan medias ± SEM

^{a,b,c} Grupos con idéntico superíndice dentro de la misma columna no son diferentes significativamente ($p < 0,001$)

¹ MI: espermatozoides con motilidad individual

² FN: espermatozoides morfológicamente normales

³ PIA: espermatozoides con acrosoma intacto.

⁴ E+: espermatozoides positivos a la prueba de resistencia osmótica.

ficativamente inferiores ($p < 0,001$) a partir de las 12 horas de la muerte de los machos, presentándose los valores más bajos en las muestras obtenidas de machos abatidos 24 horas antes de la obtención de los espermatozoos.

Por otra parte, los porcentajes de espermatozoides con acrosoma intacto alcanzados son estadísticamente inferiores ($p < 0,001$) para las muestras obtenidas a partir de las 12 horas *postmortem* con respecto a las demás, reflejándose unos valores de 42,3±4,9 y de 33,3±5,1 para las muestras obtenidas entre las 12-24 y entre las 24-36 horas, respectivamente.

En relación al porcentaje de espermatozoides que presentan endósmosis positiva, puede observarse que la proporción mínima de gametos intactos, en el semen de ciervo, se obtiene en las muestras que proceden de animales que llevaban más de 24 horas muertos, siendo esta diferencia estadísticamente significativa ($p < 0,001$) con respecto a los otros intervalos horarios.

Por otro lado, en la Tabla 2 se detalla la clasificación de las muestras obtenidas en excelentes, aceptables o desechables en función de los valores

TABLE 2
 Clasificación cualitativa de las muestras espermáticas obtenidas de ciervos muertos
Quality classification of sperm samples collected from dead deers

Variable	Nº total muestras	Clasificación de las muestras		
		Excelen. (%)	Aceptab. (%)	Inacept. (%)
<i>Edad</i>				
2-3	18	0 (0,0)	2 (11,0)	16 (88,8)
4-7	50	22 (44,0)	17 (34,0)	11 (22,0)
8 ó más	30	12 (40,0)	6 (20,0)	12 (40,0)
<i>Horas Postmortem</i>				
0-3	18	7 (38,8)	5 (27,7)	6 (33,3)
3-6	24	10 (41,6)	5 (20,8)	9 (37,5)
6-12	30	13 (43,3)	7 (23,3)	10 (33,3)
12-24	18	4 (22,7)	5 (27,7)	9 (50,0)
24-36	8	0 (0,0)	3 (37,5)	5 (62,5)
Total	98	34 (34,6)	25 (25,5)	39 (39,7)

reportados por las mismas para los parámetros anteriormente analizados y a los criterios mínimos exigidos, evidenciándose que el porcentaje de muestras calificadas como utilizables (aceptables más excelentes) fue de un 60,2%. En esta misma Tabla se observa la influencia de los factores edad del macho e intervalo muerte-obtención de los gametos sobre la clasificación de las muestras obtenidas en las 3 categorías establecidas. Los porcentajes de muestras clasificadas en cada grupo, según los distintos factores estudiados, son un reflejo directo de los valores de calidad celular presentados en la Tabla 1. La mayor tasa de muestras inaceptables (88,8%) se obtiene para los animales menores de 3 años de edad. Por el contrario, el menor porcentaje (22,0%) se obtiene para animales de edades intermedias (4-7 años). Con respecto al efecto debido al factor intervalo transcurrido desde la muerte del animal hasta la obtención de los espermatozoides, podemos observar en esta misma tabla que la mayor proporción de muestras no aceptables se obtiene a partir de las 12 horas de la muerte de los animales.

DISCUSIÓN

La Tecnología de la Reproducción dispone de un conjunto de técnicas potencialmente aplicables para la conservación de especies salvajes en peli-

gro de extinción. Así, por medio de la manipulación del material espermático se puede llegar a conseguir descendencia viva a partir de gametos masculinos obtenidos de animales muertos (Christjan et al. 1993). En este sentido, se ha demostrado también en animales salvajes la posibilidad de obtener espermatozoides viables a partir de los testículos de individuos muertos (Krzywinski 1981, Miles et al. 1992, Durrant et al. 1994). Sin embargo, la información existente sobre los factores que pueden afectar a la calidad celular y a la posterior viabilidad de los espermatozoides obtenidos después de la muerte de los animales salvajes es prácticamente nula. Por ello, en nuestro estudio hemos evaluado el efecto que ejercen factores como la edad del macho, el intervalo muerte del animal-recogida de los espermatozoides, el año de obtención y el origen testicular de los gametos, sobre la calidad celular postmortem de las células germinales recuperadas de los testículos de 49 venados.

Los resultados medios de calidad celular obtenidos en nuestro trabajo para las muestras espermáticas de ciervo recuperadas del epidídimo, han sido superiores a los descritos por Platz et al. (1982) para semen recogido por electroeyaculación en el ciervo de cola blanca americano (*Odocoileus virginianus*). Este hecho probablemente se deba a que en nuestro estudio las muestras se recogieron únicamente durante la época del año (septiembre-octubre) en la que el ciervo presenta las mejores características espermáticas (Krzywinski 1981). Así, hemos encontrado que el 60,2% de las muestras espermáticas obtenidas postmortem en *Cervus elaphus hispanicus*, presentan unas características que nos permiten clasificarlas como utilizables (excelentes más aceptables). Resultados similares de viabilidad se han observado en gametos femeninos recuperados postmortem en *Ursus americanus* (Johnston et al. 1994). Estas observaciones podrían tener implicaciones muy importantes de cara a la conservación de especies de animales salvajes en peligro de extinción.

Nuestros resultados demuestran por primera vez en el ciervo, que en los animales jóvenes la calidad postmortem de los espermatozoides es inferior a la que presentan los animales adultos. La peor calidad celular en el grupo de animales de 2-3 años se observa tanto para la motilidad espermática, como para las formas normales y el grado de resistencia de la membrana plasmática de las células al estrés osmótico. Estas observaciones sugieren que tanto la espermatogénesis como la maduración espermática en el epidídimo están comprometidas en los animales de menor edad. Este hecho puede estar originado por distintos motivos.

En primer lugar, la peor calidad celular en los animales jóvenes podría explicarse en base a que los venados de menor edad normalmente suelen realizar muy pocas cubriciones durante sus primeros años de vida. Este hecho se debe fundamentalmente a las jerarquías sociales establecidas en las diversas poblaciones de ciervos que hacen que los animales adultos domi-

nantes cubran a un gran número de hembras, desplazando e impidiendo al resto de los machos la cópula mediante el desarrollo de actitudes comportamentales muy agresivas (Appleby 1983). Todo ello hace que los animales jóvenes sean los más perjudicados durante estas fases de lucha por el dominio de las hembras y por todo ello, los que menos animales cubren. Por otro lado, estos periodos de abstinencia sexual han sido referidos como los causantes de la obtención de eyaculados de muy bajas calidades en otras especies de ruminantes debido a la degeneración espermática que tiene lugar como consecuencia del almacenamiento durante mucho tiempo de los espermatozoides en el epidídimo (Colas 1984). Por tanto, este mecanismo podría también ser el responsable de que los ciervos jóvenes presenten peores calidades celulares que el resto.

En segundo lugar, la presentación de calidades celulares inferiores en el grupo de animales jóvenes podría deberse también a que estos machos no hubiesen alcanzado aún la edad de la pubertad y por ello, presentasen mayores porcentajes de espermatozoides anormales y menores tasas de motilidad que los venados adultos. Sin embargo, en nuestro trabajo todos los animales localizados dentro de este grupo de venados jóvenes eran de edades superiores a los dos años. Por tanto, presentaban edades compatibles con la aparición de la pubertad (Breluret et al. 1990). No obstante, algunos de estos machos tenían pesos corporales inferiores al 75% del peso adulto, hecho que parece incidir negativamente sobre la llegada al estado púber en el ciervo (Kelly y Moore 1977). Este podría ser uno de los motivos causantes de la presentación de peores calidades celulares en el grupo de animales jóvenes que en los otros dos. En concreto, analizando detenidamente los resultados obtenidos en nuestro estudio, en el que además de evidenciarse de una forma general una peor calidad celular para los machos jóvenes que para el resto, se observa en los primeros un porcentaje significativamente superior de espermatozoides inmaduros (células con gota citoplasmática), podemos considerar que la causa fundamental por la que los animales de 2-3 años presentan peores características espermáticas radica en la falta de un desarrollo corporal compatible con el establecimiento del equilibrio endocrinológico necesario para alcanzar la pubertad.

Por otro lado, se ha comprobado que los valores de calidad celular más bajos se obtienen para las muestras extraídas a partir de las 12 horas de la muerte de los animales. Esta disminución de la calidad celular al aumentar el intervalo muerte del venado-obtención del semen, parece deberse al envejecimiento experimentado por los espermatozoides durante su almacenamiento en el tracto genital del macho muerto. Estos resultados coinciden con los presentados por Christian et al. (1993) y por Garde et al. (1994) para el semen de ratón y carnero, respectivamente.

Por último, en relación al efecto causado sobre la calidad celular por la procedencia testicular de las muestras, no se han observado variaciones estadísticamente significativas para las diferentes pruebas de calidad seminal

realizadas. Por tanto, las diferencias encontradas en trabajos previos pueden ser debidas a manipulaciones poco cuidadosas de las muestras recogidas de uno de los dos testículos de un mismo animal. Además, tampoco se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la calidad celular para las dos temporadas de berrea estudiadas (1993 ó 1995). Ello parece indicarnos que las condiciones medioambientales que tienen influencia sobre los parámetros reproductivos de los venados permanecen bastante constantes de un año a otro.

Resumiendo, los resultados obtenidos en nuestro trabajo indican que es posible obtener del epididimo del ciervo gametos masculinos viables varias horas después de la muerte de los machos, y que la calidad de dichos gametos va a depender de factores como la edad de los venados donantes y el intervalo muerte del animal-recogida de las muestras. Por el contrario, no tienen efecto sobre las características celulares de las muestras recogidas el origen testicular de los gametos y la temporada de berrea en la que se realizó el ensayo.

BIBLIOGRAFÍA

- AMANN, R., S. HAY y R. HAMMERSTEDT (1982). Yield, characteristics, motility and cAMP content of sperm isolated from seven regions of ram epididymis. *Biol. Reprod.* 27: 723-733.
- APPLEBY, C. (1983). The probability of linearity in hierarchier. *Anim. Behav.* 31: 600-608.
- ASHER, G., A. DAY y G. BARRELL (1987). Annual cycle of liveweight and reproductive changes of farmed male fallow deer (*Dama dama*) and the effect of daily oral administration of melatonin in summer on the attainment of seasonal fertility. *J. Reprod. Fert.* 79: 353-362.
- BARONE, M., J. HOWARD, M. ROELKE y D. WILDT (1991). The unique ejaculate and hormonal characteristics of the Florida panther. *Proc. Soc. Therio. Ann. Mtg.*, Madison pp. 354-357.
- BRELURUT, A., A. PINGARD y M. THÉRIEZ (1990). *Le cerf et son élevage*. I.N.R.A. Editions du Point Vétérinaire, Maisons-Alfort.
- CHRISTIAN, C., N. SONGSASEN y S.P. LEIBO (1993). Presence of motile sperm in mice 24 hours postmortem. *Theriogenology* 39: 201.
- COLAS, G. (1984). Semen technology in the ram. Pp. 219-236. En: M. Courrot (ed.). *The male in farm Animal Reproduction*. Martinus Nijhoff, La Haya.
- DE NAHLIK, A. J. (1992). *Management of deer and their habitat*. Butler and Tanner Ltd. London.
- DURRANT, B., M. BURTON, M. PATTON y C. PRATT (1994). Effects of pre-freeze cooling and post-thaw treatment on the cryosurvival of Tonkin Sika deer. *Biol. Reprod.* 50: 509.

- GARDE, J., C. GARCÍA ARTIGA, A. GUTIÉRREZ E I. VÁZQUEZ (1992). Triple tinción para valorar acrosomas normales y viabilidad espermática en semen ovino. *Medicina Veterinaria* 9: 107-113.
- GARDE, J., M.J. AGUADO, M.D. PÉREZ-GUZMÁN, V. MONTORO Y C. GARCÍA ARTIGA (1994). Determination of seminal quality of epididymal sperm from postmortem rams. *Biol. Reprod.* 50: 79.
- GOSCH, B. Y K. FISCHER (1989). Seasonal changes of testis volume and sperm quality in adult fallow deer (*Dama dama*) and their relationship to the antler cycle. *J. Reprod. Fert.* 85: 7-17.
- JACOBSON, H., H. BEARDEN Y D. B. WHITEHOUSE (1989). Artificial insemination trials with white-tailed deer. *J. Wildl. Manage.* 53: 224-227.
- JOHNSTON, L.A., A. DONOGHUE, W. IGO, L. SIMMONS, D. WILDT Y J. RIEFFENBERGER (1994). Oocyte recovery and maturation in the American Black Bear (*Ursus americanus*): a model for endangered Ursids. *J. Exp. Zool.* 269: 53-61.
- KELLY, R. Y G. MOORE (1977). Reproductive performance in farmed red deer. *N. Z. Agric. Sci.* 11: 179-181.
- KRZYWINSKI, A. (1981). Freezing of postmortem collected semen from moose (*Alces alces*) and red deer (*Cervus elaphus*). *Acta Theriol* 25: 424-426.
- KRZYWINSKI, A. Y Z. JACZEWSKI (1978). Observations on the artificial breeding of red deer. *Symposia of the Zoological Society of London* 43: 271-287.
- LOSKUTOFF, N., P. BARTELS, M. MEINTJES, R. GODKE Y M. SCHIEWE (1995). Assisted reproductive technology in nondomestic ungulates: a model approach to preserving and managing genetic diversity. *Theriogenology* 43: 3-12.
- MARTIN, M. (1995). Biological conservation strategies: optimizing in situ and ex situ approaches. *TREE* 10: 22-23.
- MILES, P.D., P. SYMPSON Y R. A. ALLENDE (1992). Recuperación de espermatozoides del ciervo colorado post-mortem y su criopreservación en nitrógeno líquido. *Rev. Arg. Prod. Anim.* 12: 57-64.
- MITCHELL, B. (1967). Determination of age in Scottish red deer from layers of dental cement. *J. Anim. Ecol.* 36: 279-293.
- O'BRIEN, S., M. ROELKE, L. MARKER, A. NEWMAN, C. WINKLER, D. MELTZER, L. COLLY, J. EVERMAN, M. BUSH Y D. WILDT (1985). Genetic basis for species vulnerability in the cheetah. *Science* 227: 1428-1434.
- PLATZ, C., S. MAGYAR Y N. CRIDER (1982). Cryopreservation of electroejaculated and epididymal spermatozoa in white tail deer (*Odocoileus virginianus*). *Am. Assoc. Zoo Vet.*: 127-129.
- PURSEL, V. Y L. JOHNSON (1974). Glutaraldehyde fixation of boar spermatozoa for acrosome evaluation. *Theriogenology* 11: 63-68.
- RALLS, K., K. BRUGGER Y J. BALLOU (1979). Inbreeding and juvenile mortality in small populations of ungulates. *Science* 206: 1101-1103.
- SAS, SAS/STAT (1985). *Guide to personal computers*. SAS institute Inc. Cary, NC.

- SCHIEWE, M., M. BUSH, L. PHILLIPS, S. CITINO y D. WILDT (1991). Comparative aspects of estrous synchronization, ovulation induction and embryo cryopreservation in the scimitar-horned oryx, bongo, eland and greater kudu. *J. Exp. Zool.* 58: 75-88.
- SCHIEWE, M., V. HOLLIFIELD, L. KASBOHM y P. SCHMIDT (1995). Embryo importation and cryobank strategies for laboratory animals and wildlife. *Theriogenology* 43: 97-104.
- SNEDECOR, G. W. y W. G. COCHRAN (1987). *Statistical methods*, 7th ed., Iowa State University Press, Ames.
- VÁZQUEZ, I. (1980). *Nuevos métodos de valoración del semen en reproductores ovinos y porcinos*. Tesis Doctoral. Universidad de León.
- WILDT, D., M. BUSH, J. HOWARD, S. O'BRIEN, D. MELTZER, A. VAN DYK, H. EBEDES y D. BRAND (1983). Unique seminal quality in the South African cheetah and a comparative evaluation in the domestic cat. *Biol. Reprod.* 29: 1019-1025.
- WILDT, D., M. SCHIEWE, P. SCHMIDT, K. GOODROWE, J. HOWARD, L. PHILLIPS, S. O'BRIEN y M. BUSH (1986). Developing animal model systems for embryo technologies in rare and endangered wildlife. *Theriogenology* 25: 33-51.
- WILDT, D., S. MONFORT, A. DONOGHUE, L. JOHNSTON y J. HOWARD (1992). Embryogenesis in conservation biology or, how to make an endangered species embryo. *Theriogenology*, 37: 161-184.
- ZISWEILLER, V. (1967). *Extinct and vanishing animals*. Heidelberg Science Library, Vol. 2 Springer-Verlag, New York.

Recibido, 25 marzo 1996; aceptado, 21 octubre 1996

FRECUENCIA DE APARICIÓN DE DIFERENTES RESTOS DE CONEJO EN EXCREMENTOS DE LINCE Y ZORRO

J. CALZADA Y F. PALOMARES

Estación Biológica de Doñana, C.S.I.C., Avda. M^a Luisa s/n, 41013 Sevilla

RESUMEN

Se han identificado los restos duros de conejo, *Oryctolagus cuniculus*, hallados en 165 excrementos de lince, *Lynx pardinus*, y zorro, *Vulpes vulpes*, con el objeto de discutir qué piezas serían idóneas para determinar la edad de los conejos depredados a través de estudios morfométricos. Veintisiete piezas en el caso del lince y siete en el caso del zorro aparecen como las más adecuadas dadas sus características morfológicas, su frecuencia de aparición y su grado de conservación. Se corresponden con los dientes y los huesos de las manos del conejo. Estas piezas se pueden encontrar en el 92% de los excrementos de lince con conejo y en el 42% de los de zorro. El 75% y el 95% de las veces, respectivamente, se encuentran bien conservadas.

Palabras clave: *Lynx pardinus*, *Oryctolagus cuniculus*, *Vulpes vulpes*

ABSTRACT

Frequency of occurrence of different rabbit remains in lynx and fox faeces.

Hard rabbit *Oryctolagus cuniculus* remains from 165 scats from Iberian lynx, *Lynx pardinus*, and red foxes, *Vulpes vulpes*, were identified with the aim of finding which skeletal elements were the most suitable to estimate through morphometric studies the age of consumed rabbits. Twenty-seven remains in the case of the lynx, and seven in the case of the fox were the most suited given morphometric attributes, their frequency of occurrence and their conservation level. These remains were teeth and forefoot bones of the rabbit. All of them were found in 92% and 42% of the lynx and fox faeces, respectively, with rabbit remains. Seventy five and ninety five per cent, respectively, of the cases analyzed these rabbit remains had a good preservational state.

Key words: *Lynx pardinus*, *Oryctolagus cuniculus*, *Vulpes vulpes*.

INTRODUCCIÓN

Conocer la edad de las presas consumidas por los depredadores es imprescindible en los estudios de selección de presa, pero determinar este parámetro no siempre es fácil. En el caso de los mamíferos carnívoros la complejidad aumenta debido a que los sucesos de caza son difíciles de observar y ha de recurrirse al estudio de cadáveres y excrementos para obtener datos sobre los animales depredados, (Ackerman et al. 1984, Corbett y Newsome 1987, Jedrzejewski et al. 1992, Karanth y Sunquist 1995).

El conejo, *Oryctolagus cuniculus*, es la presa principal del lince ibérico, *Lynx pardinus*, (Delibes 1980 a y b, Beltrán y Delibes 1991, Delibes et al 1995) y a veces también del zorro, *Vulpes vulpes*, (Frank 1979, Kolb y Hewson 1979, Fedriani 1995). Los conejos suelen ser devorados casi completamente por ambos depredadores y las partes no comidas son difíciles de hallar en el campo, por lo que el estudio de la selección de presa en estos carnívoros debe basarse en los restos encontrados en sus excrementos. Sin embargo, esto es por ahora difícil, debido a que no existe ningún estudio que haya identificado con precisión qué restos son los que aparecen en los excrementos cuando estos depredadores se alimentan de conejos, con qué frecuencia se encuentran estos restos y en qué grado de conservación aparecen.

Parámetros morfológicos tales como el peso y algunas longitudes, como la total del cuerpo, la del radio-cúbito, la del tarso, la del pie o la de la oreja, están altamente correlacionados con la edad del conejo (Soriguer 1981). Esto es de suma utilidad cuando se encuentran las sobras no consumidas de las presas. Pero si tenemos que trabajar con excrementos, habrá que buscar relaciones morfométricas entre los restos que podamos hallar en ellos y la medida o el peso del animal. Serán útiles aquellas piezas que presenten un crecimiento apreciable en el tiempo y sean lo suficientemente duras como para encontrarlas en buen estado y con alta frecuencia en las heces de estos depredadores, tal es el caso de los huesos, dientes, uñas, etc.

Los objetivos de este estudio son:

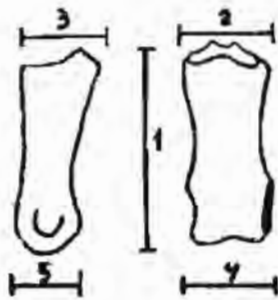
1.- Identificar los restos duros de conejo que aparecen en excrementos de lince y zorro, tasar el grado de conservación con el que aparecen y determinar su frecuencia de aparición en las heces de cada depredador.

2.- Discutir qué piezas serían adecuadas para determinar la talla de los conejos depredados a través de estudios morfométricos de estas piezas.

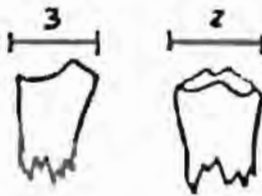
ÁREA DE ESTUDIO

Los excrementos se recogieron en el área de Coto del Rey, al norte del Parque Nacional de Doñana, sudoeste de España (37° 9' N, 6° 26' W). La vegetación predominante en la zona corresponde a la de un área de bosque mediterráneo degradado, dominado por alcornoques, *Quercus suber*, en el estrato arbóreo, lentiscos, *Pistacia lentiscus*, en el arbustivo, y jaguarzo, *Halimium halimifolium*, en el de matorral, y un área adhesionada de alcornoques y acebuches, *Olea europaea*. En el área de estudio los conejos son abundantes (Palomares et al. 1996).

El clima es Mediterráneo sub-húmedo, con inviernos templados y húmedos y veranos calurosos y secos, con una precipitación anual entre 500 y 600 mm.



1. LONGITUD MAXIMA DEL HUESO
2. ANCHURA MAXIMA DE LA CABEZA PROXIMAL
3. PROFUNDIDAD MAXIMA DE LA CABEZA PROXIMAL
4. ANCHURA MAXIMA DE LA CABEZA DISTRAL
5. PROFUNDIDAD MAXIMA DE LA CABEZA DISTRAL



2. ANCHURA MAXIMA DE LA CABEZA PROXIMAL
3. PROFUNDIDAD MAXIMA DE LA CABEZA PROXIMAL



3. PROFUNDIDAD MAXIMA DE LA CABEZA PROXIMAL

Figura 1. Medidas que se pueden tomar sobre huesos con diferente grado de conservación. En la parte superior se muestra un ejemplo de hueso con conservación alta, en el centro (de conservación media) y en la inferior un ejemplo de conservación baja.

Measurements in bones with different preservational state. Top: high conservation level, middle: medium conservation level, bottom: low conservation level.

METODOLOGÍA

Se han analizado un total de 165 excrementos, 113 de zorro y 52 de lince, recogidos a lo largo de 1992 y 1993. Los excrementos fueron disgregados con agua corriente sobre un tamiz de 0,2 mm de diámetro de malla y luego se secaron para extraer todos los restos duros de conejo que se encontrasen dentro (Putman 1984, Reynolds y Aebischer 1991). Los restos se identificaron con la ayuda de una colección de referencia y un atlas de anatomía (Spaltehold 1965). Asimismo, los restos identificados fueron asignados a tres categorías de conservación, según fuera posible tomar sobre ellos las siguientes medidas (Fig. 1):

Conservación alta: longitud máxima del hueso, anchura máxima de la cabeza proximal, profundidad máxima de la cabeza proximal, anchura máxima de la cabeza distal, profundidad máxima de la cabeza distal.

Conservación media: solamente dos o tres de las medidas enumeradas antes.

Conservación baja: una o ninguna medida.

Los resultados se expresan como frecuencia de aparición de cada hueso o porción, diente o uña identificados, (número de excrementos con el resto X / número total de excrementos analizados) x 100, para lince y zorros independientemente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El 44 % de los excrementos de zorro y el 100 % de los de lince presentaron restos de conejo. Se extrajeron un total de 6235 huesos, dientes y uñas de conejo de los cuales pudieron ser identificados 1940 (1357 se hallaban en excrementos de lince y 583 en excrementos de zorro). Uñas, falanges distales, pedazos de cuerpos costales y discos intervertebrales no pudieron ser identificados con precisión (es decir, no pudieron ser asignados a determinados dedos, costillas o vértebras). Se identificaron 130 y 116 huesos, porciones de huesos, uñas o dientes diferentes en las heces de lince y zorro, respectivamente. Las frecuencias con que aparecieron los distintos restos en los excrementos de ambas especies presentan una correlación fuerte (Fig. 2). El 44% de los huesos identificados tenía una conservación alta, el 29% media y el 27 % baja.

En el caso del lince, 45 huesos, uñas y dientes aparecieron con una frecuencia igual o mayor al 10% (Tabla 1) y 21 en el caso del zorro (Tabla 2). Los dientes se encuentran bien representados (aparecen en el 69% de los excrementos de lince y en el 28% de los de zorro) y, además, generalmente bien

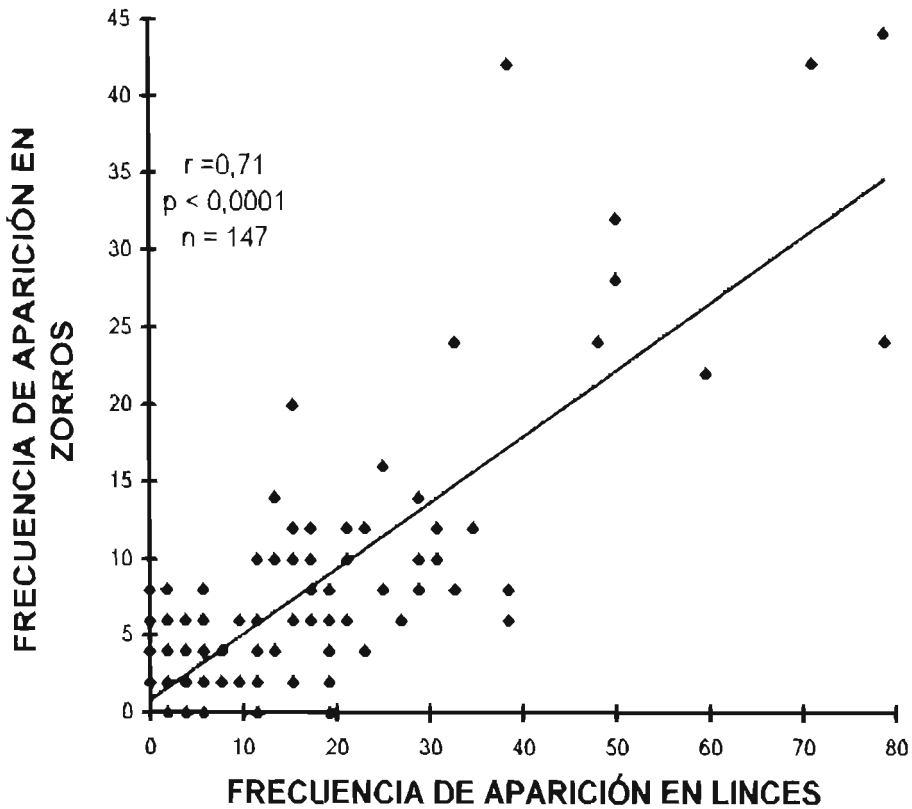


Figura 2. Correlación entre las frecuencias de aparición de los distintos restos duros de conejo encontrados en los excrementos de lince y zorro. Las frecuencias fueron normalizadas para obtener el coeficiente de correlación.

Correlation between the frequency of occurrence of different hard rabbit remains found in seats of lynx and fox. The frequencies were standardised for analyses.

conservados. Ello puede deberse a que normalmente la cabeza es devorada, como describen Valverde (1957), Delibes (1980) y Palma (1980) para el caso de linces en libertad y puede que también ocurra lo mismo en el caso del zorro. Además, los tejidos de los dientes son los más duros del cuerpo y por lo tanto deben resistir mejor los procesos de fragmentación y digestión. La frecuencia con que aparecen los trozos de maxila y del cuerpo mandibular, así como pedazos de huesos planos del cráneo, dentro de los huesos no identificados, corroboran la hipótesis de que ambos depredadores comen a menudo la cabeza del conejo.

TABLA I

Frecuencia de aparición total, con grado de conservación alto, medio y bajo (CONS. ALTA= alto, CONS. MEDIA= medio, CONS. BAJA= bajo) de los restos de conejo que se encontraron en más del 10% de los excrementos de linca, s= superior, i= inferior, P= proximal, M= media, D= distal, p= pie, m= mano, F= falange.

Total frequency of occurrence of rabbit remains found higher than 10% in lynx faeces.

Preservational state (CONS. ALTA= high, CONS. MEDIA= medium, CONS. BAJA= low) of these remains is also indicated, s= upper, i= lower, P= proximal, M= medial, D= distal, p= foot, m= hand, F= phalange.

Nombre de la pieza	FRECUENCIA DE APARICION			
	Total	Cons. alta	Cons. media	Cons. baja
Incisivo s1	32,7	21,2	13,5	0,0
Incisivo s2	28,8	19,2	9,6	0,0
Molar maxila	19,2	0,0	0,0	19,2
Premolar s2	26,9	9,6	7,7	9,6
Premolar s3	13,5	11,5	1,9	0,0
Premolar s4	15,4	13,5	1,9	0,0
Molar s1	23,1	11,5	9,6	5,8
Molar s2	30,8	13,5	15,4	1,9
Molar s3	15,4	9,6	3,8	1,9
Trozo maxila	21,2	0,0	21,2	0,0
Molar mandibula	17,3	0,0	1,9	15,4
Incisivo i	38,5	21,2	15,4	5,8
Premolar i3	38,5	17,3	7,7	13,5
Premolar i4	28,8	5,8	19,2	3,8
Molar i1	21,2	5,8	13,5	1,9
Molar i2	19,2	13,5	1,9	3,8
Molar i3	19,2	7,7	9,6	3,8
Trozo mandibula	34,6	0,0	34,6	0,0
Disco intervertebral	38,5	11,5	3,8	23,1
Proceso vértebra cervical	11,5	3,8	0,0	7,7
Proceso vértebra torácica	15,4	0,0	9,6	5,8
Proceso vértebra lumbar	50,0	9,6	26,9	23,1
Cabeza costal	32,7	11,5	9,6	19,2
Trozo cuerpo costal	48,1	0,0	48,1	0,0
Acromion y/o cavidad supraglenoidea	25,0	5,8	5,8	15,4
Tuberosidad isquiática	11,5	1,9	3,8	5,8
Cabeza proximal húmero	28,8	3,8	0,0	26,9
Cabeza distal húmero	17,3	1,9	7,7	7,7
Cabeza proximal codo	15,4	5,8	7,7	1,9
Cabeza proximal radio	25,0	7,7	7,7	5,8
Cabeza proximal fémur	28,8	3,8	11,5	19,2
Cabeza distal fémur	19,2	0,0	1,9	17,3

TABLA 1 (Continuación)

Nombre de la pieza	FRECUENCIA DE APARICIÓN			
	Total	Cons. alta	Cons. media	Cons. baja
Cabeza proximal tibia	17,3	0,0	3,8	13,5
Metacarpo dedo 2	15,4	7,7	1,9	5,8
Metacarpo dedo 4	13,5	3,8	5,8	3,8
Metacarpo dedo 5	15,4	3,8	7,7	3,8
Cabeza proximal FPM	11,5	5,8	1,9	3,8
FPM dedo 2	19,2	13,5	3,8	1,9
FPM dedo 3	17,3	11,5	3,8	1,9
FPM dedo 4	13,5	5,8	5,8	3,8
FPM dedo 5	11,5	7,7	3,8	1,9
Falange media mano (FMm)	13,5	1,9	1,9	10,6
FMm dedo 2	15,4	11,5	1,9	1,9
FMm dedo 3	19,2	11,5	5,8	3,8
FMm dedo 4	19,2	13,5	3,8	3,8
FMm dedo 5	19,2	17,3	3,8	0,0
Falange distal (FD)	71,2	25,0	26,9	28,8
Uña	78,8	17,3	1,9	59,6

El 88% de los excrementos de lince y el 66% de los de zorro presentaban fragmentos de vértebras y costillas, pero no piezas completas.

Las cabezas de los huesos largos de las extremidades del conejo (húmero, cúbito, radio, fémur y tibia) se encontraron con frecuencia en las heces de ambos carnívoros, si bien no aparecían bien conservadas (Tablas 1 y 2). Los huesos de las manos se encontraron generalmente con mayor frecuencia y mejor conservados que los de los pies. Ningún hueso de los pies aparece con frecuencia superior al 10% en alguno de los carnívoros. Se constataría la costumbre de estos carnívoros de no comer, generalmente, los pies de los lagomorfos (Valverde 1957, Aldama y Delibes 1990, Goszczynski y Wasilewski 1992). Además, el hecho de que tanto los metapodios como las falanges de las manos sean más pequeños que los de los pies favorece que se encuentren menos fragmentados.

De los restos identificados con grado de conservación alta no todos parecen adecuados para buscar una relación entre su tamaño y la edad de los conejos de los que proceden. El conjunto de discos intervertebrales, uñas y falanges distales, encontrados en un excremento, se utilizan habitualmente para determinar clases amplias de edad en los conejos depredados, cuando es posible asegurar que pertenecen a la misma presa (Palomares y Delibes 1991, Goszczynski y Wasilewski 1992). Pero si lo que se pretende es determinar la edad con mayor exactitud, estas piezas no se prestan a ello, ya que parece difícil asignarlas a uno u otro dedo, o a una u otra vértebra, y el tamaño varía considerablemente dependiendo de esto.

TABLA 2

Frecuencia de aparición total, con grado de conservación alto, medio y bajo (CONS. ALTA= alto, CONS. MEDIA= medio, CONS. BAJA= bajo) de los restos de conejo que se encontraron en más del 10% de los excrementos de zorro, s=superior, i= inferior, P=proximal, M= media, D= distal, p=pie, m=mano, F= falange.

Total frequency of occurrence of rabbit remains found higher than 10% in fox faeces. Preservation state (CONS. ALTA= high, CONS. MEDIA= medium, CONS. BAJA= low) of these remains is also indicated, s= upper, i= lower, P= proximal, M= medial, D= distal, p= foot, m= hand, F= phalange.

Nombre de la pieza	FRECUENCIA DE APARICIÓN			
	Total	Cons. alta	Cons. media	Cons. baja
Molar s1	12,0	10,0	2,0	0,0
Molar s2	10,0	8,0	2,0	0,0
Trozo maxila	12,0	0,0	12,0	0,0
Premolar i4	14,0	10,0	4,0	0,0
Trozo mandíbula	12,0	0,0	12,0	0,0
Disco intervertebral	38,0	20,0	4,0	14,0
Proceso vértebra cervical	10,0	8,0	2,0	2,0
Proceso vértebra torácica	10,0	6,0	2,0	2,0
Proceso vértebra lumbar	28,0	16,0	14,0	2,0
Cabeza costal	24,0	18,0	6,0	2,0
Trozo cuerpo costal	24,0	0,0	24,0	0,0
Cabeza discal húmero	10,0	8,0	0,0	2,0
Cabeza proximal cúbito	20,0	10,0	2,0	10,0
Cabeza proximal radio	14,0	10,0	4,0	0,0
Cabeza proximal fémur	10,0	4,0	0,0	6,0
FPm dedo 3	12,0	12,0	0,0	0,0
FPm dedo 4	10,0	10,0	0,0	0,0
FMm dedo 2	12,0	12,0	0,0	0,0
FMm dedo 3	10,0	10,0	0,0	0,0
Falange distal (FD)	42,0	36,0	4,0	2,0
Uña	44,0	34,0	6,0	6,0

Si prescindimos de los grupos menos adecuados (discos intervertebrales, uñas y falanges distales, debido a su difícil identificación, y las piezas que no se encuentran con frecuencia bien conservadas: vértebras, cabezas de los huesos largos de las extremidades y costillas) sólo 27 piezas, en el caso del lince, y 7 en el del zorro, resultarían idóneas para un estudio morfométrico con el que buscar una relación entre medidas de la pieza y edad del conejo. Estos huesos y dientes se detectaron con una frecuencia superior o igual al 10% y fue común encontrarlos en estado de conservación alto (54% de los casos). Se trata de dientes y huesos de las extremidades anteriores

(metacarpos y falanges de la mano). El conjunto de todas ellas se encontró en el 92% de los excrementos de lince y en el 42% de los de zorro con restos de conejo. Además, en el 75% de las ocasiones para el lince y en el 95% para el zorro, los dientes y huesos estarían bien conservados. Serían, por tanto, estas las piezas sobre las que convendría realizar un estudio morfométrico para buscar si existe relación entre sus dimensiones y la edad del conejo.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por la DGICYT (proyectos PB90-1018 y PB94-0480). Los autores quieren expresar su gratitud especialmente a José María Fedriani por recoger y cedernos su colección de excrementos y a Angélique Devenoges por su ayuda en la de identificación de los restos óseos. A Sonia Zapata y a Juancho Luque por su ayuda desinteresada y a los doctores M. Delibes y P. Palmqvist que amablemente corrigieron el manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- ACKERMAN, B. B., F. G. LINDZEY Y T. P. HEMKER (1984). Cougar food habits in southern Utah. *Journal of Wildlife Management* 48: 147-155.
- ALDAMA, J. J. Y M. DELIBES (1990). Some preliminary results on rabbit energy utilisation by the Spanish lynx. *Doñana, Acta Vertebrata* 17: 116-121.
- BELTRÁN, J. F. Y M. DELIBES (1991). Ecología trófica del lince ibérico en Doñana durante un periodo seco. *Doñana, Acta Vertebrata* 18: 113-122.
- CORBETT, L.K. Y A.E. NEWSOME (1987). The feeding ecology of the dingo. III. Dietary relationships with widely fluctuating prey populations in arid Australia: an Hypothesis of alternation of predation. *Oecologia* 74: 215-227.
- DELIBES, M. (1980a). El lince ibérico. Ecología y comportamiento alimenticios en el Coto de Doñana, Huelva. *Doñana, Acta Vertebrata* 7: 1-128.
- (1980b). Feeding Ecology of the Spanish Lynx in the Coto Doñana. *Acta Theriologica* 25: 309-324.
- DELIBES, M., F. PALOMARES, J.M. FEDRIANI, J. AYALA, J. CALZADA, E. REVILLA Y R. LAFFITE. (1995). *Estudio de la subpoblación marginal de lince ibérico de Matagordas*. I.C.O.N.A. Sevilla.
- FEDRIANI, J. M. (1995). Dieta anual de tres carnívoros simpátridos en el norte del Parque Nacional de Doñana. P. 26. Resúmenes II Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos. SECEM, Soria.
- FRANK, L. G. (1979). Selective predation and seasonal variation in the diet of the fox (*Vulpes vulpes*) in N. E. Scotland. *Journal of Zoology, London* 189: 526-532.
- GOSZCZYNSKI, J. Y M. WASILEWSKI (1992). Predation of foxes on a hare population in central Poland. *Acta Theriologica* 37: 329-338.

- JEDRZEJEWSKI, W., B. JEDRZEJEWSKA, H. OKARMA Y A.L. RUPRECTH (1992). Wolf predation and snow cover as mortality factors in the ungulate community of the Bialowieza National park, Poland. *Oecologia* 90: 27-36.
- KARANTH, K. U. Y M. SUNQUIST (1995). Prey selection by tiger, leopard and dhole in tropical forest. *Journal of Animal Ecology* 64: 439-450.
- KOLB, H. H. Y R. HEWSON (1979). Variation in the diet of foxes in Scotland. *Acta Theriologica* 24: 69-83.
- PALMA, L. A. (1980). Sobre distribuição, ecologia y conservação do lince ibérico em Portugal. Pp. 569-586. *I Reunion Iberoamericana de Zoológicos de Vertebrados*. Ministerio de Universidades e Investigación, La Rabida.
- PALOMARES, F. Y M. DELIBES (1991). Dieta del meloncillo, *Herpestes ichneumon*, en el Coto del Rey (norte del Parque Nacional de Doñana, S.O. de España). *Doñana, Acta Vertebrata* 18: 187-194.
- PALOMARES, F., J. CALZADA Y E. REVILLA (1996). El manejo del hábitat y la abundancia de conejos: diferencias entre dos áreas potencialmente distintas. *Revista florestal* 9: 201-210.
- PUTMAN, R.J. (1984). Facts from faeces. *Mammal Review* 14: 79-97.
- REYNOLDS, J. C. Y N. J. AEBISCHER (1991). Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on study of the Fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review* 21: 97-122.
- SORIGUER, R. C. (1981). Biología y dinámica de una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus*, L) en Andalucía occidental. *Doñana, Acta Vertebrata* 8: 1-379.
- SPALTEHOLD, W. (1965). *Atlas de anatomía humana*. Editorial Labor, S. A., Barcelona.
- VALVERDE, J. A. (1957). Notes ecologiques sur le lynx d'Espagne *Felis lynx pardina* Temminck. *La Terre et la Vie* 104: 51-67.

Recibido, 25 marzo 1996; aceptado, 21 octubre 1996.

ATLAS PRELIMINAR DE LOS MAMIFEROS DE SORIA (ESPAÑA)

M. MEIJIDE CALVO¹, F. MEIJIDE FUENTES¹, F. CLAVEL PARDO² Y
J. M. GARCÍA ASENSIO³

¹Avenida Mariano Vicén nº6 1ºC Soria. 42003

²Calle Ávila nº6, 4ªDcha Soria. 42001

³Calle Eduardo Saavedra nº32 Soria. 42004

RESUMEN

El presente trabajo constituye la primera aproximación a la distribución geográfica de los mamíferos en la provincia de Soria, representada en cartografía reticular UTM de 10 x 10 km. Las especies encontradas son 60: 10 Insectívoros, 20 Quirópteros, 2 Lagomorfos, 16 Roedores, 9 Carnívoros y 3 Artiodátilos. Se hace un comentario de cada especie y se indica su estatus.

Palabras clave: Distribución, estatus, mamíferos, Soria (España).

ABSTRACT

Preliminary Atlas of mammals of Soria (Spain).

This study presents the first approximation to the distribution of mammals in Soria's province, expressed in 10 x 10 km. square U.T.M. There are 60 species: 10 Insectivores, 20 Bats, 2 Lagomorphs, 16 Rodents, 9 Carnivores and 3 Even-toed Ungulates. Commentary is made of each species, with its status indicated.

Key words: Distribution, mammals, Soria (Spain), status.

INTRODUCCIÓN

La distribución de los mamíferos de Soria ha sido relativamente poco estudiada hasta la fecha. La primera monografía sobre este tema se debe a Gómez Vinuesa (1932). Posteriormente Aritio (1964 y 1970) aporta datos sobre la distribución provincial de mustélidos y vivérridos; Garzón et al. (1971) aborda la distribución de algunos micromamíferos; Rey (1971, 1972 y 1973) estudia algunos roedores e insectívoros; Palacios y Meijide (1979) aportan datos sobre la distribución de lagomorfos; Benzal et al. (1988), Benzal y de Paz (1991) y Fernández e Ibáñez (1989) dan una visión general sobre la distribución de los quirópteros y más recientemente Meijide Calvo y Meijide Fuentes (1994) amplían con nuevos datos la distribución de estos últimos.



Figura 1. Situación de la provincia de Soria en la Península Ibérica.
Situation of the Province of Soria in the Iberian Peninsula.

Por último, García Asensio (1995) trata el tema desde el punto de vista histórico.

Por lo que respecta a las provincias colindantes, con las que se comparten cuadrículas, se aportan datos de los trabajos de: Camiña (1992) sobre los mamíferos del Alto Najerilla, el Atlas de mamíferos de La Rioja de Agirre-Mendi y Zaldívar (1991) y el atlas de micromamíferos de Burgos de González y Román (1988).

Para la nomenclatura de las especies se ha utilizado la lista preliminar de mamíferos de Gisbert y García (1993).

La provincia de Soria (Fig.1) posee una superficie aproximada de 10287 km². Su estructura es eminentemente montañosa aunque no abundan los relieves muy acentuados. En su conjunto constituye una meseta elevada, bordeada al norte por el Sistema Ibérico Septentrional, donde encontramos cotas altas, superiores a 2000 m, en las Sierras de Picos de Urbión y Cebollera; al este, la Sierra del Moncayo, con alturas superiores a los 2300 m, enlaza con las anteriores a través de las Sierras del Madero, Almuerzo y Carcaña.

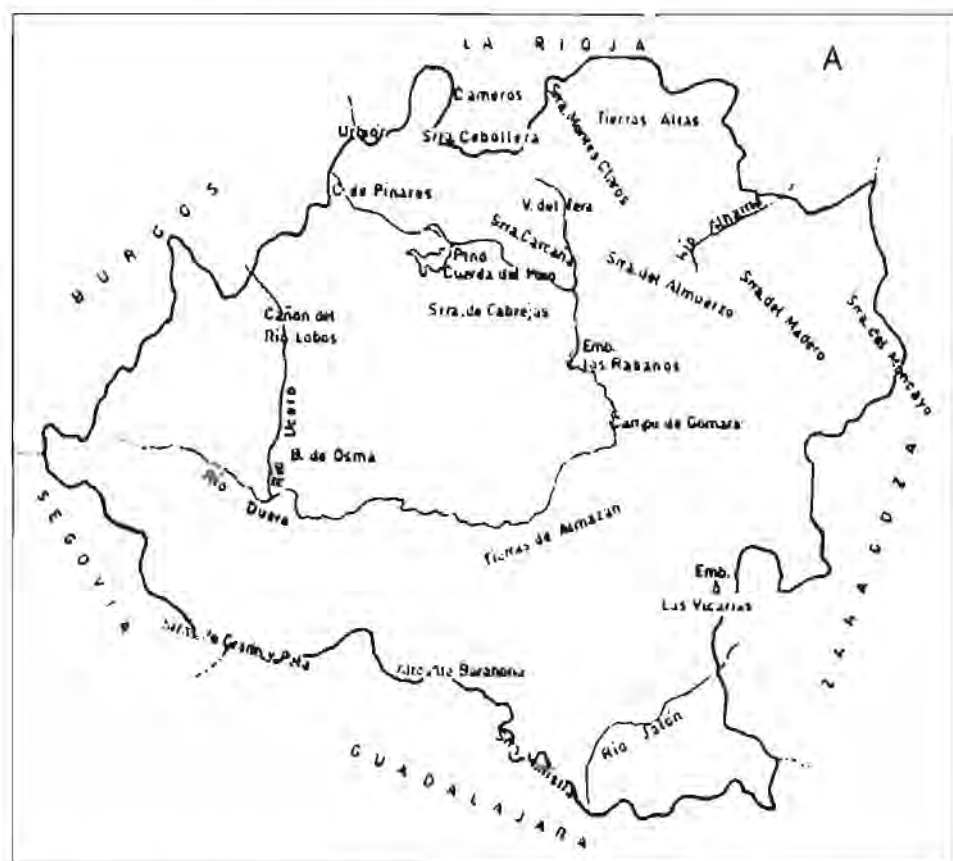


Figura 2a. Mapa de comarcas y enclaves geográficos relevantes de la provincia de Soria.
Map of regions and interesting geographic points in the province of Soria.

La Sierra de Cabrejas es el límite natural entre Urbión y el resto de la meseta. El sur está flanqueado por las estribaciones del Sistema Central con altitudes que bordean los 1500 m Sierras de Grado y Pela y que se prolongan a través de los Altos de Barahona hasta Sierra Ministra, límite divisorio de las tres cuencas hidrográficas, Duero, Ebro y Tajo.

La depresión del Duero es un amplio corredor sedimentario, que se abre a la meseta burgalesa y cuyo eje se orienta de este a oeste. Al este de la provincia, los altos páramos de las Tierras de Almazán y Las Vicarías marcan la divisoria entre las cuencas del Duero y el Ebro a través del valle del Jalón (Fig. 2a).

Más del 70% del territorio provincial se encuentra por encima de los 1000 m de altitud, no existiendo, salvo en contados fondos de valle marginales, cotas inferiores a 800 m. Ello va a condicionar fuertemente el clima soria-

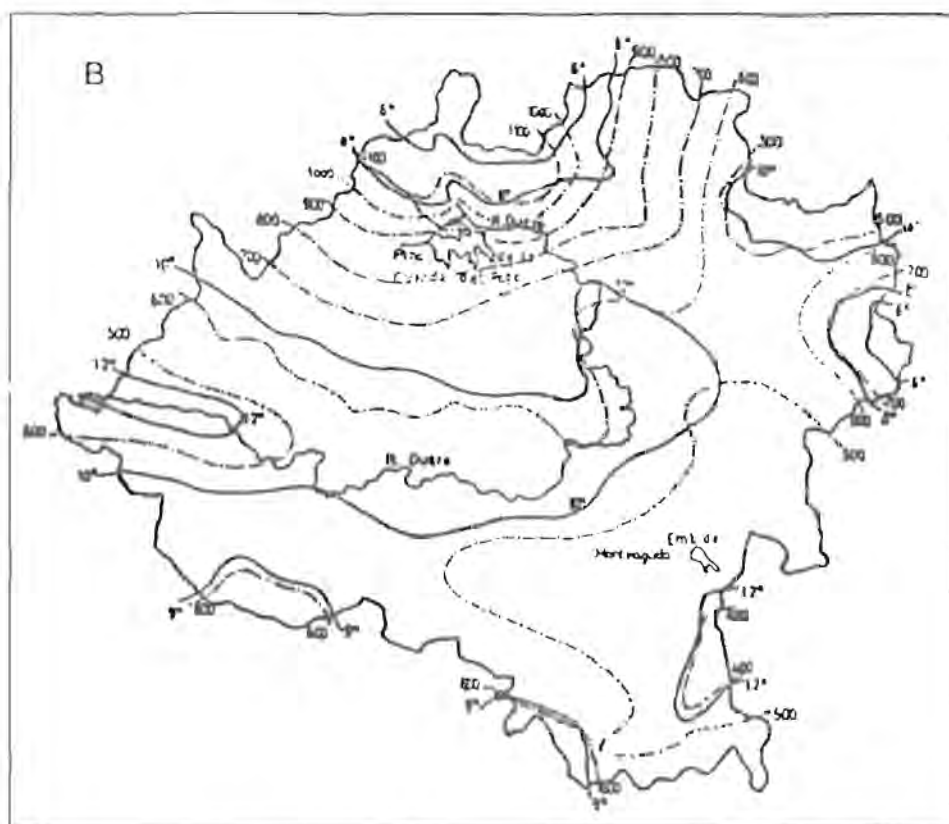


Figura 2b. Mapa de la Provincia de Soria con temperaturas y precipitaciones medias anuales según R. Archilla (1987), ligeramente modificado. — Isotermas, media anual en °C. - - - Isoyetas, media anual en mm.

Map of the Province of Soria with annual temperatures and precipitations, modified from R. Archilla (1987). — Isothermas in °C. - - - Isoyetas in mm.

no (Archilla 1987) que resulta ser de tipo mediterráneo-continental, con temperaturas anuales bajas (10°C de media), inviernos largos y duros (5°C de media en los tres meses más fríos) y veranos cortos, suaves y con temperaturas medias de 22°C.

Las precipitaciones están desigualmente repartidas, concentrándose los máximos en los sectores montañosos noroccidental, nororiental y suroccidental y los mínimos al suroeste de la provincia (Fig. 2b).

Desde el punto de vista fitogeográfico (Rivas-Martínez 1982) Soria se encuentra en la región Mediterránea, provincias Carpetano-Ibérico-Leonesa y Castellano-Maestrazgo-Manchega, con los siguientes pisos de vegetación:

Crioromediterráneo y Oromediterráneo en las altas montañas, Supramediterráneo en la mayor parte de la provincia y Mesomediterráneo en las zonas más bajas del valle del Jalón.

La provincia está dividida en siete Comarcas delimitadas por el Ministerio de Agricultura según sus usos agrícolas: Pinares, Tierras Altas y Valle del Tera, al norte; Soria, en el centro; Burgo de Osma, al oeste; Campo de Gómara y Tierra de Agreda (Comarca del Moncayo), al este y Almazán y Arcos de Jalón al sur.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha considerado como área de estudio la provincia de Soria, situada en la zona 30T y en los cuadrados de 100 km de lado denominados VM, WM, VL, WL y XM. Se ha dividido en 136 cuadrículas UTM de 10 x 10 km, algunas de ellas compartidas con las provincias limítrofes.

La presencia de una determinada especie en una cuadrícula se representa de dos modos:

- Con un círculo negro, cuando se poseen datos propios o confirmados.
- Con un círculo blanco, cuando los datos son bibliográficos.

La mayor parte de esas citas han sido obtenidas en los últimos cinco años, mediante las metodologías clásicas de muestreo: análisis de reyeciones de Estrigiformes (se ha procurado obtener un lote mínimo de 50 egagró-pilas por cuadrícula y en total se han examinado 16000 presas), trampeos selectivos, animales atropellados y signos indirectos (huras, huellas, excrementos, cuernas, etc.)

Para la elaboración de este trabajo los autores han dispuesto de la correspondiente autorización del Servicio Territorial de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León en Soria.

RESULTADOS

La comunidad de mamíferos está representada en la provincia de Soria por sesenta especies. El sector más húmedo, boscoso y montañoso al norte, Comarca de Pinares-El Valle y parte de Tierras Altas, presenta la mayor riqueza de especies (alcanzándose un máximo de cuarenta en la cuadrícula: Wm 26) junto con el valle del Duero, frente al resto de la provincia en donde, por una parte, la monotonía de biotopos (páramos y estepas cerealistas) y por otra la insuficiente prospección ha dado como resultado una menor riqueza, si se exceptúan las sierras y valles del sur en los que se alcanzan valores medios (Fig. 63).

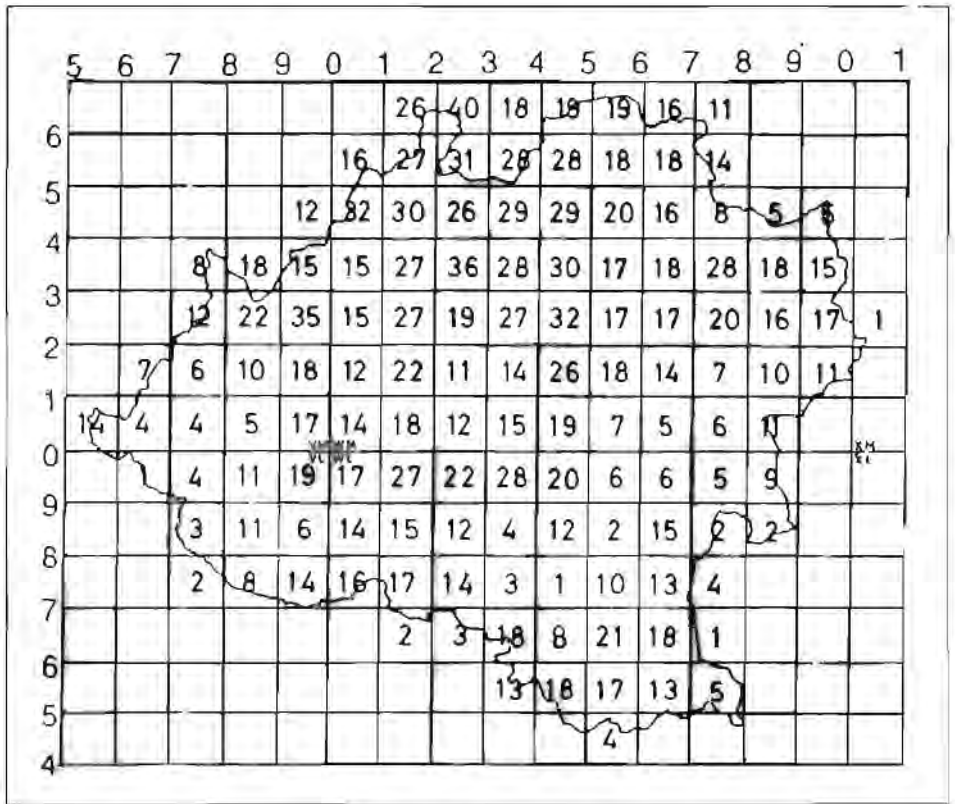


Figura 63. Riqueza de especies por cuadrícula.
Number of species by quadrille ruling.

Se han encontrado 9 especies nuevas para la provincia.

La distribución en la provincia de cada especie por cuadrícula queda reflejada en las figuras: 3-62.

COMENTARIOS POR ESPECIES

Fam. Erinaceidae

Erinaceus europaeus Linnaeus, 1758. Erizo común. (Fig. 3)

Especie bien representada en la provincia, ocupa preferentemente biotopos húmedos (Gómez Vinuesa 1932), bordes de ribera y cuneta y no es raro en medios humanizados. Parece ser menos abundante en la zona sur, salvo en el valle del Jalón.

Estatus: Frecuente.

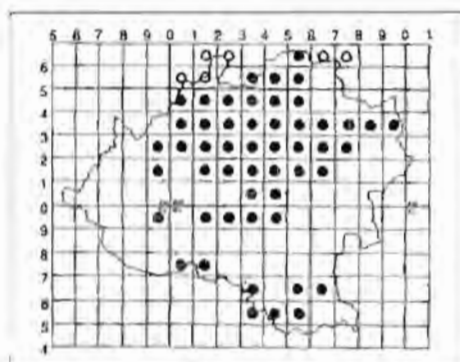


Fig. 3.- *Erinaceus europaeus*

Fam. Talpidae

Galemys pyrenaicus (Geoffroy 1811). Desmán. (Fig. 4)

Ocupa exclusivamente los arroyos y cabeceras de los ríos de la parte septentrional del Sistema Ibérico: Urbión (Gómez Vinuesa 1932), Cebollera y Cameros, si bien de forma puntual y con menos abundancia que en la vertiente riojana.

Estatus: Raro.

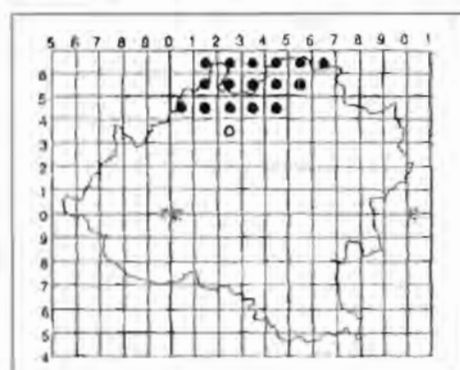


Fig. 4.- *Galemys pyrenaicus*

Talpa europaea Linnaeus, 1758. Topo común. (Fig. 5)

Especie que, aparentemente, sigue los cursos fluviales, encontrándose en sotos y dehesas, donde el suelo es profundo y húmedo. Nueva especie para la provincia.

Estatus: Frecuente.

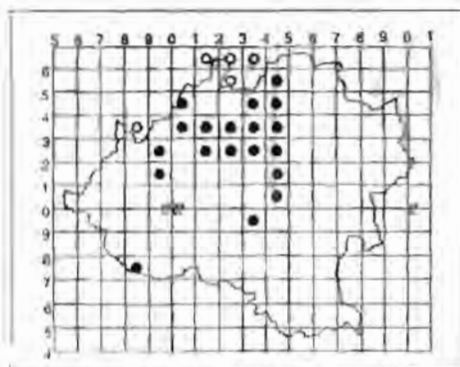


Fig. 5.- *Talpa europaea*

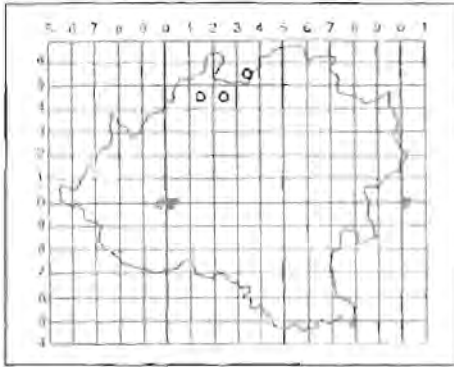


Fig. 6.- *Talpa occidentalis*

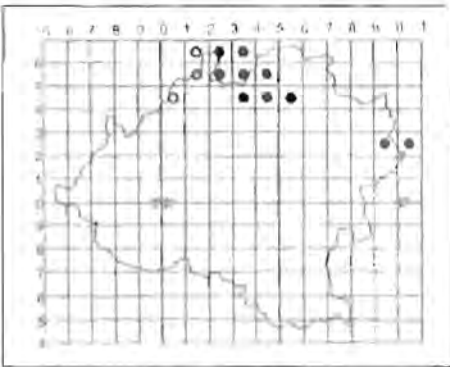


Fig. 7 - *Sorex minutus*

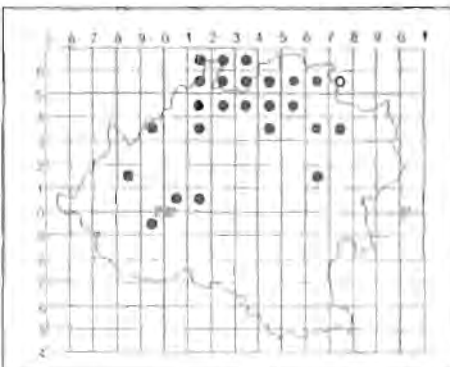


Fig. 8.- *Sorex coronatus*

Talpa occidentalis Cabrera, 1907. Topo ibérico. (Fig. 6).

Gómez Vinuesa (1932) cita esta especie en el alto valle del Duero, donde nosotros sólo hemos encontrado *Talpa europaea*. Garzón et al. (1971) la citan en la vertiente norte del puerto de Piqueras (La Rioja). De confirmarse estos datos, las dos especies de topo serían simpátricas. Estatus: Insuficientemente conocido.

Fam. Soricidae

Sorex minutus Linnaeus, 1766. Musaraña enana. (Fig. 7)

Este Soricido aparece representado en los núcleos más elevados del Sistema Ibérico (Garzón et al. 1971) donde ocupa, sobre todo, hayedos, robledales y sus rebordes. Existe una población aislada en el macizo del Moncayo (Rey 1971).

Estatus: No raro.

Sorex coronatus Millet, 1828. Musaraña de Millet. (Fig. 8)

Especie que presenta una distribución dispersa y no restringida a medios superhúmedos y/o forestales (López-Fuster 1983) del sector norte, donde es más abundante, pues aparece en otros medios aparentemente nada favorables como barrancos con vegetación termófila y en valles muy encajonados al suroeste de la provincia (arroyo de Caracena, tributario del Duero), siendo ésta una de las citas más meridionales conocida para esta especie. Los ejemplares atribuidos a *Sorex areneus pyrenaeicus* por Garzón et al. (1971), pertenecen a esta especie.

Estatus: Escaso.

Sorex granarius Miller, 1910. Musaraña ibérica.(Fig. 9)

Gisbert et al. (1988) citan esta especie en la Sierra de Grado, en el límite de las provincias de Soria y Segovia. La proximidad de esta población con la población más sureña de la especie anteriormente citada, sugiere una situación de simpatria como ya apuntan López-Fuster y Ventura (1996).

Estatus: Insuficientemente conocido.

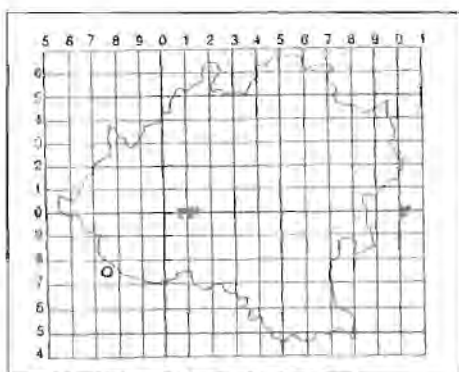


Fig. 9.- *Sorex granarius*

Neomys anomalus Cabrera, 1907. Musgaño de Cabrera.(Fig. 10)

La primera cita de esta especie se debe a Gómez Vinuesa (1932), al norte del Duero; las primeras capturas al sur del mismo, en Torralba del Moral, en 1969, se deben a uno de los autores(M. Meijide) (Garzón et al. 1971). En el mapa posiblemente se infravalora la distribución de esta especie en Soria, puesto que este Soricido es relativamente frecuente a lo largo de la mayoría de los cursos de agua, siendo además una presa poco habitual en las reyecciones de las Estrigiformes, debido a sus hábitos acuáticos.

Estatus: Frecuente.

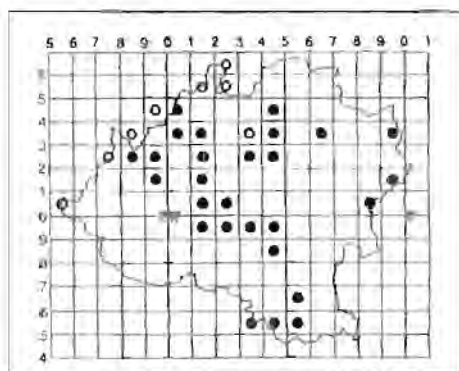


Fig. 10.- *Neomys anomalus*

Suncus etruscus (Savi, 1822). Musaraña.(Fig. 11)

La primera referencia de esta especie para Soria se debe a Clavel y Martínez (1990) en Tierra de Agreda. Su distribución parece concentrarse al sur de la Comarca de Gómara y en los rebordes de pinares de Almazán, aunque también apare-

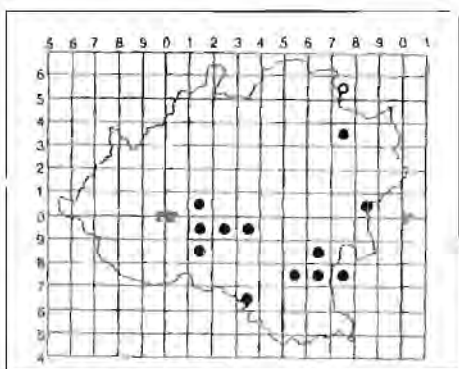
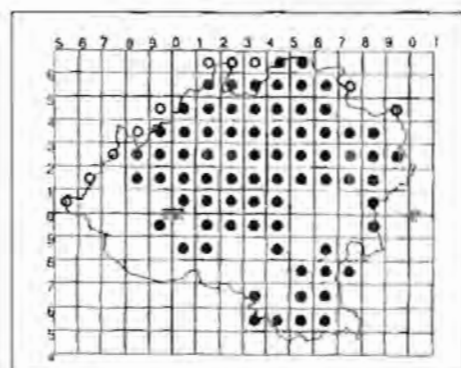
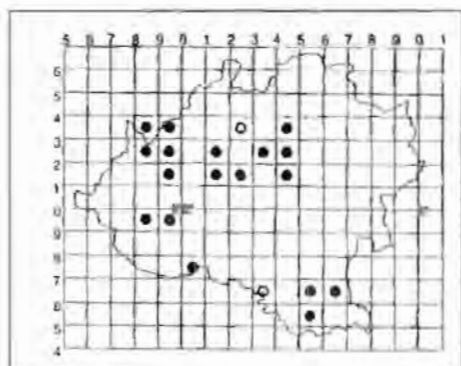
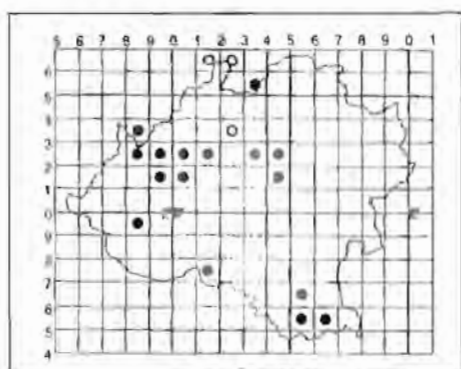


Fig. 11.- *Suncus etruscus*

Fig. 12.- *Crocidura russula*Fig. 13.- *Rhinolophus ferrumequinum*Fig. 14.- *Rhinolophus hipposideros*

ce en enclaves dentro del piso Supramediterráneo, al amparo de microclimas que le son favorables. Su presencia es siempre escasa en los lotes de egagrópilas. Especie nueva para la provincia.

Estatus: Escaso.

Crocidura russula (Hermann, 1780).
Musaraña común.(Fig. 12)

Citada por primera vez por Gómez Vinuesa (1932), es sin duda la musaraña más abundante, al aparecer en gran porcentaje en todos los lotes de egagrópilas que se han examinado, por lo que su distribución abarcará, probablemente, toda la provincia. Alcanza el límite oro-crioromediterráneo, en Urbión y Cebollera (García et al. 1971).

Estatus: Abundante.

Fam. Rhinolophidae

Rhinolophus ferrumequinum (Schreber, 1774). Murciélago grande de herradura.(Fig. 13)

El gran murciélago de herradura frecuenta los complejos Kársticos, donde encuentra fácil refugio, por lo que su distribución refleja la de este medio en la provincia. También ocupa construcciones humanas: molinos, bóvedas de iglesias (Tupinier 1975) y bodegas subterráneas en medios más desforestados.

Estatus: Frecuente.

Rhinolophus hipposideros (Bechstein, 1800). Murciélago pequeño de herradura.(Fig. 14)

El pequeño murciélago de herradura presenta una distribución parecida

al anterior, con refugios similares. Al ser de carácter más generalista explota medios más diversos como son: encinares, robledales (Gómez Vinuesa 1932) y zonas adehesadas incluidas las parameras, siempre y cuando encuentre algún refugio.

Estatus: Frecuente.

Rhinolophus euryale Blasius, 1853.
Murciélago mediterráneo de herradura. (Fig. 15)

Especie que sólo conocemos por referencias bibliográficas: Gómez Vinuesa (1932), Tupinier (1982) y más recientemente Agirre-Mendi e Ibáñez (1992), ya al norte de la provincia, en La Rioja.

Estatus: Insuficientemente conocido.

Fam. Vespertilionidae

Myotis daubentoni (Kuhl, 1817).
Murciélago ribereño. (Fig. 16)

El murciélago ribereño ha sido detectado en varias localidades, siempre ligado al agua y siguiendo el curso de los ríos más importantes (Mejjide Calvo y Mejjide Fuentes 1994).

Estatus: Escaso.

Myotis bechsteini (Kuhl, 1817).
Murciélago de Bechstein. (Fig. 17)

El murciélago de Bechstein, es una de las especies más raras y escasas de la Península (Benzal y de Paz 1991). Se ha detectado en un punto cercano al río Duero. La referencia de Gómez Vinuesa (1932) y de la que el propio autor duda, no ha sido confirmada, por lo que la consideramos como especie nueva para la provincia.

Estatus: Raro.

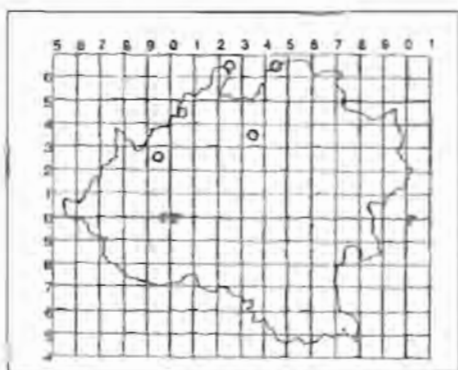


Fig. 15.- *Rhinolophus euryale*

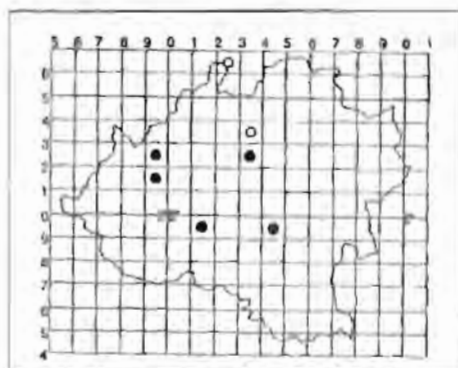


Fig. 16.- *Myotis daubentoni*

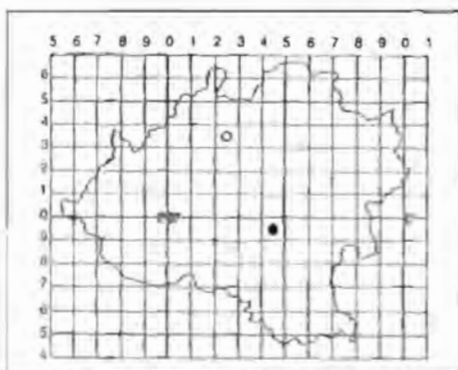
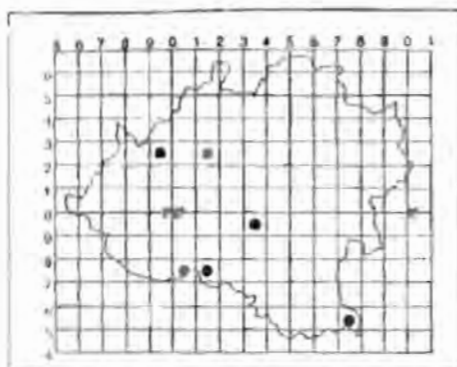


Fig. 17.- *Myotis bechsteini*

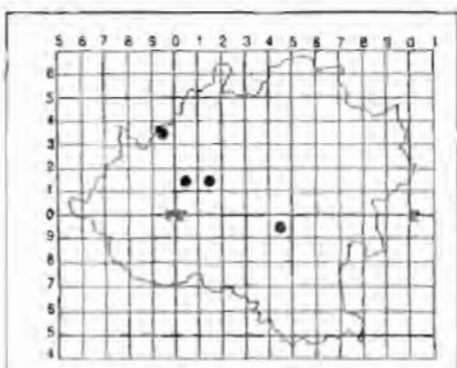
Fig. 18.- *Myotis nattereri*

Myotis nattereri (Kuhl, 1817). Murciélago de Natterer.

(Fig. 18)

Especie que aparece en varios puntos en la provincia, alejados entre sí, tanto en zonas húmedas arboladas como secas y desforestadas, pero siempre asociado a cursos de agua (Meijide Calvo y Meijide Fuentes 1994).

Estatus: No raro.

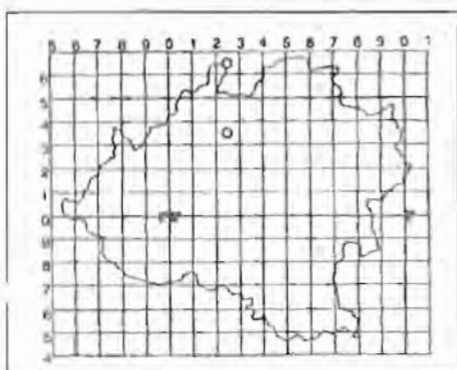
Fig. 19.- *Myotis emarginata*

Myotis emarginata (Geoffroy, 1806). Murciélago de Geoffroy.

(Fig. 19).

Especie citada por Tupinier (1975) y Meijide Calvo y Meijide Fuentes (1994) en la misma localidad, al noroeste de la provincia. No descartamos su posible presencia en el sur de la misma, debido a una cita de Paz y de Lope (1985) para una cavidad al norte de Guadalajara, relativamente cercana a Soria.

Estatus: Insuficientemente conocido.

Fig. 20.- *Myotis mystacina*

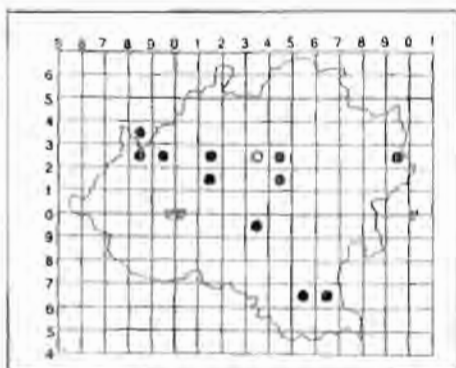
Myotis mystacina (Kuhl, 1817). Murciélago bigotudo.

(Fig. 20).

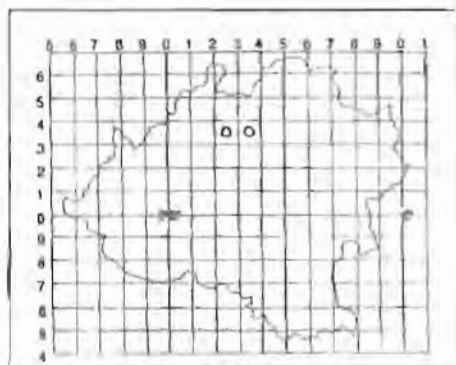
Las escasas referencias que se tienen de esta especie (Gómez Vinuesa 1932, Agirre-Mendi y Zaldívar 1991) son insuficientes para valorar su distribución en la provincia.

Estatus: Raro.

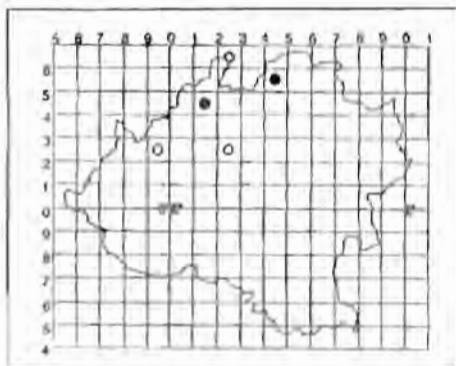
Myotis myotis (Borkhausen, 1797).
Murciélago ratonero grande.(Fig. 21)
El ratonero grande presenta una distribución con tres núcleos diferenciados: noroeste, centro (Gómez Vinuesa 1932) y sureste. Casi todos los individuos observados estaban en refugios subterráneos.
Estatus: Frecuente.

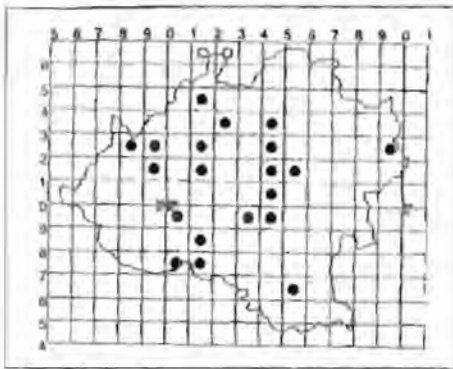
Fig. 21.- *Myotis myotis*

Barbastella barbastellus (Schreber, 1774). Murciélago de bosque.(Fig. 22)
Las dos únicas localidades conocidas para esta especie (Gómez Vinuesa 1932), muy próximas entre sí (cercañas del Pantano de la Cuerda del Pozo), no han podido ser confirmadas. Nos extraña que esta especie reputada de ser forestal y de ambientes fríos y continentales (Benzal y de Paz 1991) no aparezca en los extensos bosques de pino y roble de la provincia.
Estatus: Insuficientemente conocido.

Fig. 22.- *Barbastella barbastellus*

Plecotus auritus (Linnaeus, 1758). Orejudo septentrional. (Fig. 23).
Esta especie que aparece muy ligada al medio forestal, hayedo fundamentalmente, se ha localizado en la Comarca de Pinares y Tierras Altas. Aunque Gómez Vinuesa (1932) lo cita más al sur, no ha podido confirmarse su presencia.
Estatus: Insuficientemente conocido.

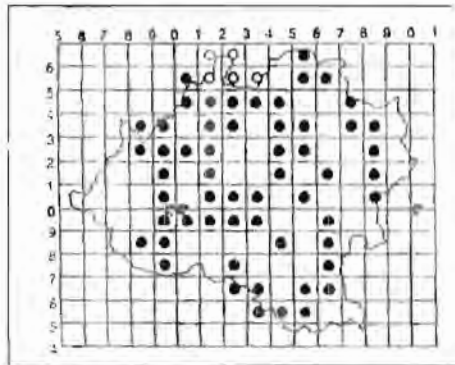
Fig. 23.- *Plecotus auritus*

Fig. 24.- *Plecotus austriacus*

Plecotus austriacus (Fischer, 1829).
Orejudo meridional.
(Fig. 24).

El orejudo meridional aparece con frecuencia en todos los medios prospectados. Su amplia valencia ecológica le permite ocupar no sólo todos los pisos bioclimáticos sino los más diversos refugios, por lo que el mapa no refleja, probablemente, su distribución real en la provincia. Galan (1970) lo cita por primera vez en una cueva cercana a la capital.

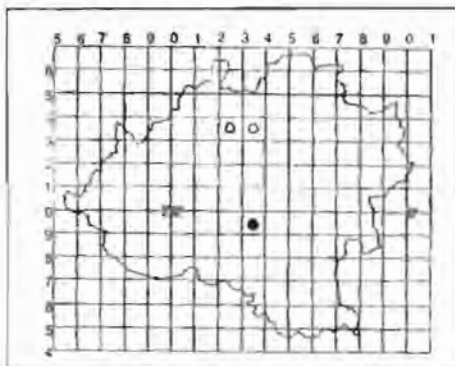
Estatus: Frecuente.

Fig. 25.- *Pipistrellus pipistrellus*

Pipistrellus pipistrellus (Schreber, 1774). Murciélago común.(Fig. 25).

Especie ubiquista y asociada al medio antrópico. Citada por primera vez por Gómez Vinuesa (1932), está ampliamente distribuida por toda la provincia.

Estatus: Abundante.

Fig. 26.- *Pipistrellus kuhli*

Pipistrellus kuhli (Kuhl, 1817). Murciélago de borde claro.(Fig. 26)

Dos citas muy antiguas para esta especie (Gómez Vinuesa 1932) y muy próximas entre sí, 2 kms, en las cercanías del Pantano de La Cuerda del Pozo, no han podido ser confirmadas. Se ha detectado su presencia en la Comarca de Almazán.

Estatus: Raro.

Hypsugo savii (Bonaparte, 1837).
Murciélago montañoero.

(Fig. 27)

Por el momento esta especie sólo ha aparecido en el pie de monte del Moncayo, al suroeste del pico San Miguel. La otra referencia, Gómez Vinuesa (1932), no ha podido ser confirmada.

Estatus: Insuficientemente conocido.

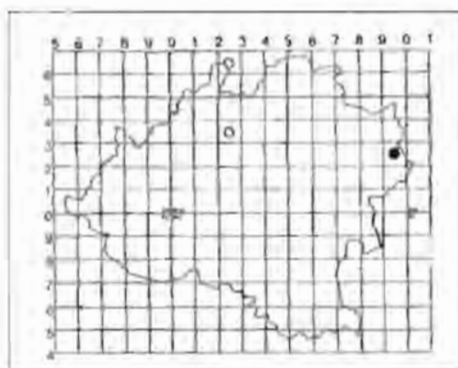


Fig. 27.- *Hypsugo savii*

Eptesicus serotinus (Schreber, 1774).
Murciélago hortelano. (Fig. 28)

Benzal y de Paz (1991) hacen una referencia sobre la presencia de esta especie en el valle del Duero pero sin especificar la localización exacta, de ahí la no inclusión de este dato en el mapa de distribución. Las citas que aparecen pertenecen a las ciudades de Soria y Almazán. La consideramos como especie nueva para la provincia.

Estatus: Raro.

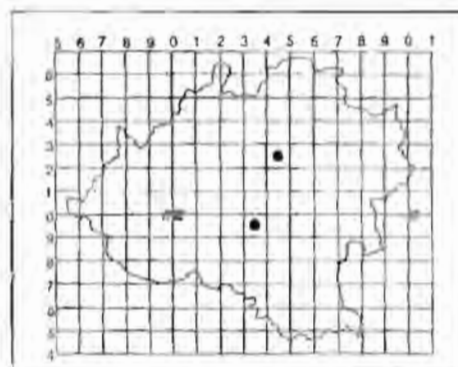


Fig. 28.- *Eptesicus serotinus*

Nictalus leisleri (Kuhl, 1817). Nóctulo pequeño. (Fig. 29)

Únicamente hemos encontrado al nóctulo pequeño en un hayedo en Montenegro de Cameros, próximo a los puntos citados en La Rioja por Agirre-Mendi y Zaldívar (1991). Ello nos induce a pensar que su distribución debe estar restringida a este biotopo o similar. Especie nueva para la provincia.

Estatus: Raro.

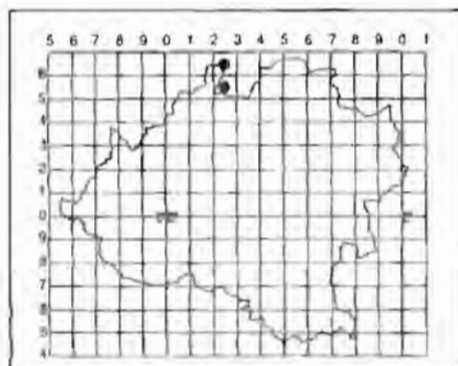
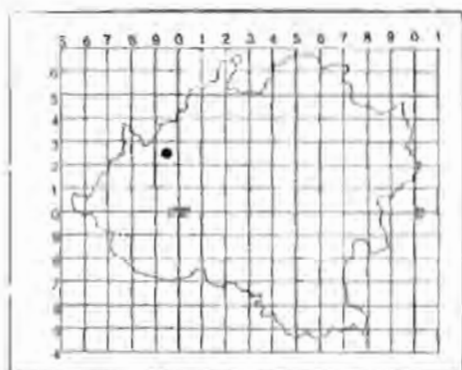


Fig. 29.- *Nictalus leisleri*

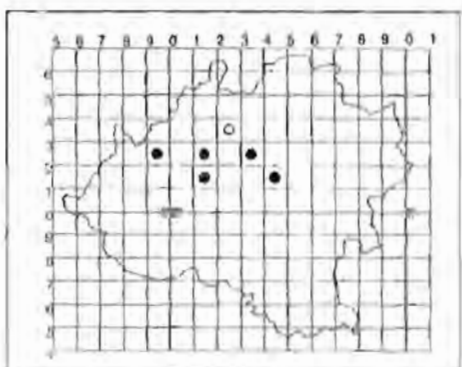
Fig. 30. - *Nyctalus lasiopterus*

Nyctalus lasiopterus (Schreber, 1780). Nóctulo gigante. (Fig. 30).

El gran nóctulo se ha localizado por primera vez en la provincia en el Cañón del Río Lobos (Meijide Calvo y Meijide Fuentes 1994). La conocida relación de esta especie con el medio forestal hace prever que aparezca en otras zonas boscosas, como ocurre en la vecina comunidad de La Rioja (Romero 1990, Agirre-Mendi y Zaldivar 1991). Especie nueva para la provincia.

Estatus: Raro.

Fam. Miniopteridae

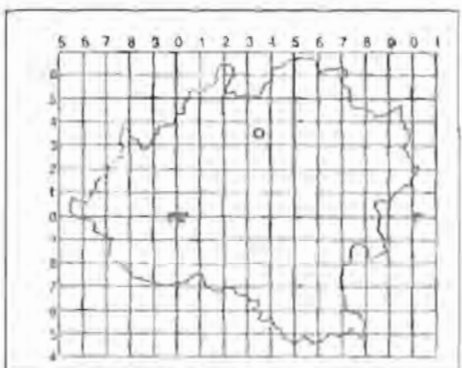
Fig. 31. - *Miniopterus schreibersi*

Miniopterus schreibersi (Kuhl, 1817). Murciélago de cueva. (Fig. 31).

El murciélago troglodita aparece solamente en la zona centro (Gómez Vinuesa 1932) y al oeste de la provincia (Meijide Calvo y Meijide Fuentes 1994), en los complejos kársticos más potentes y extensos.

Estatus: Frecuente.

Fam. Molossidae

Fig. 32. - *Tadarida teniotis*

Tadarida teniotis (Rafinesque, 1814). Murciélago rabudo. (Fig. 32).

La única localidad para esta especie en Soria se debe a Gómez Vinuesa (1932), quien la cita en Hinojosa de la Sierra.

Estatus: Desconocido.

Fam. Sciuridae

Sciurus vulgaris Linnaeus, 1758.
Ardilla común. (Fig. 33).

Las zonas con pinares, noroeste y centro, son las que presentan mayor densidad de esta especie, aunque también aparezca en robledales.

Estatus: Abundante.

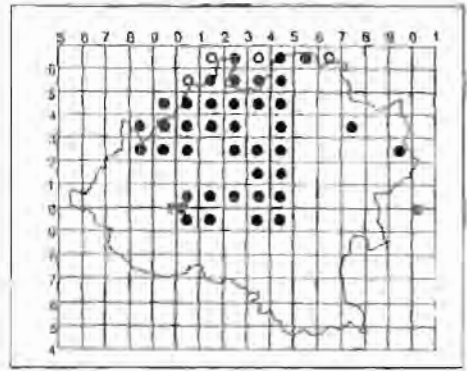


Fig. 33.- *Sciurus vulgaris*

Fam. Myoxidae

Eliomys quercinus Linnaeus, 1766).
Lirón careto. (Fig. 34).

Especie que se encuentra con relativa frecuencia tanto en medios de alta montaña hasta los 2000 m en el Sistema Ibérico (Garzón et al. 1971), dentro del dominio de *Chionomys nivalis*, como xerófilos y marcadamente mediterráneos (encinares, pinares e incluso parameras). Aparece escasamente en los lotes de ega-grópilas por lo que se infravalora su distribución.

Estatus: Frecuente.

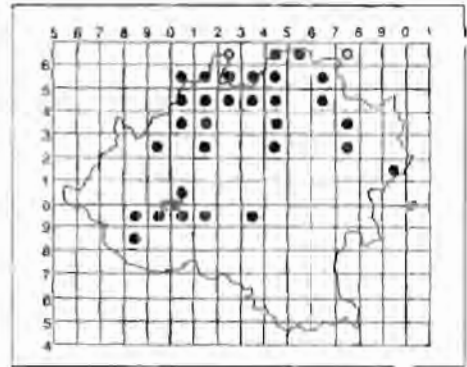


Fig. 34.- *Eliomys quercinus*

Myoxus glis (Linnaeus, 1766). Lirón gris. (Fig. 35).

El lirón gris se encuentra casi exclusivamente en la vertiente norte del Sistema Ibérico Septentrional (Supramediterráneo húmedo), ligado a hayedos maduros, donde parece sufrir fluctuaciones dependiendo de la abundancia de hayucos. Especie nueva para la provincia.

Estatus: Escaso.

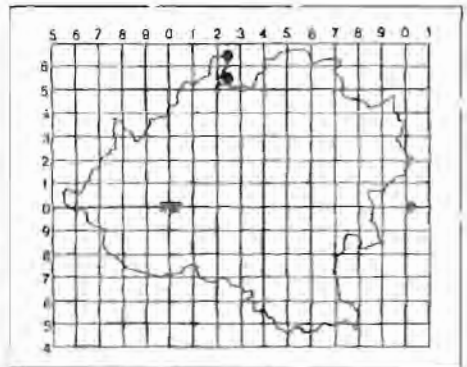
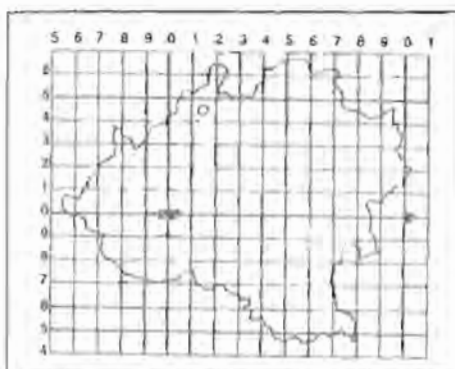


Fig. 35.- *Myoxus glis*

Fig. 36.- *Apodemus flavicollis*

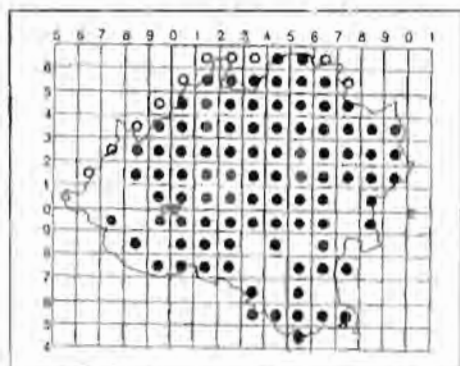
Fam. Muridae

Apodemus flavicollis (Melchior, 1834). Ratón leonado.

(Fig. 36).

Aunque existe una cita para el municipio de Covalada (Comarca de Pinares), debida a González y Román (1990), hasta el momento no hemos podido confirmar su presencia ni en esta localidad ni en otras de características similares.

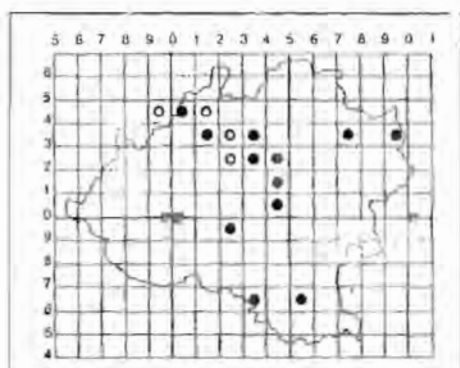
Estatus: Desconocido.

Fig. 37.- *Apodemus sylvaticus**Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758). Raton de campo.

(Fig. 37).

El ratón campestre aparece por toda la provincia, en todo tipo de biotopos, incluso los xerófilos, alcanzando cotas elevadas en Urbión (2200 m.) y Cebollera (Garzón et al. 1971).

Estatus: Muy abundante.

Fig. 38.- *Rattus rattus**Rattus rattus* (Linnaeus, 1758). Rata negra. (Fig. 38).

Aunque insuficientemente conocida debido a que su presencia en egagrópilas es una rareza, aparenta estar ligada al medio rural, en viejos graneros, majadas, molinos, etc. Citada por Gómez Vinuesa (1932) en varias localidades de la zona centro de la provincia.

Estatus: Insuficientemente conocido.

Rattus norvegicus (Berkenhout, 1769). Rata común.
(Fig. 39).

El mapa no refleja fielmente la distribución real de esta especie, que suponemos está presente en casi toda la provincia, ligada al medio humano, siendo abundante en estercoleros. Gómez Vinuesa (1932) la cita en las mismas localidades de la especie anterior.

Estatus: Frecuente.

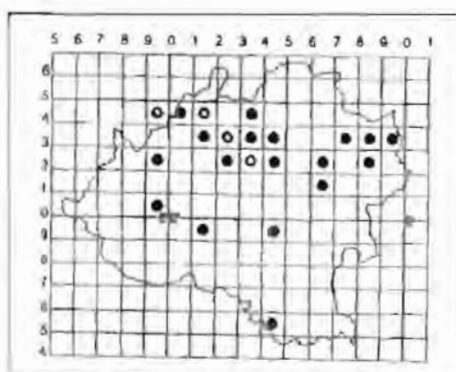


Fig. 39.- *Rattus norvegicus*

Mus domesticus Ruty, 1772. Ratón doméstico.(Fig. 40).

De marcado carácter antropófilo, su presencia es constante en construcciones humanas por lo que implícitamente estará en toda la provincia. Al igual que en las especies anteriores Gómez Vinuesa (1932) lo cita en varias localidades de la zona centro.

Estatus: Frecuente.

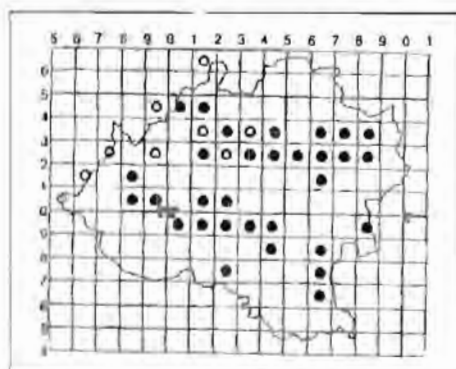


Fig. 40.- *Mus domesticus*

Mus spretus Lataste, 1883. Ratón moruno.(Fig. 41).

A diferencia del anterior, el ratón moruno aparece bien representado en todos los lotes de egagrópilas. Parece ser menos abundante en ambientes muy húmedos. Citado en la provincia por primera vez por Gómez Vinuesa (1932).

Estatus: Abundante.

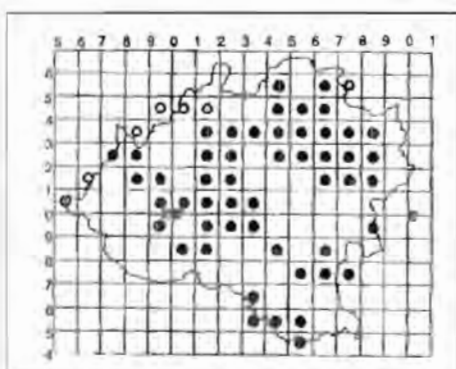


Fig. 41.- *Mus spretus*

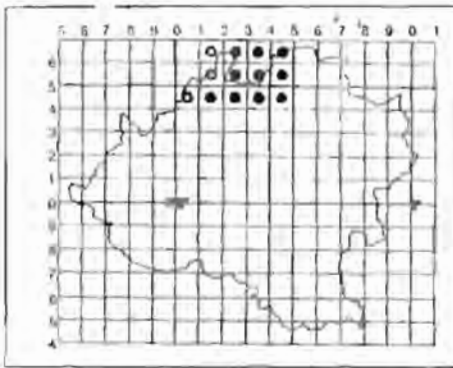


Fig. 42.- *Clethrionomys glareolus*

Clethrionomys glareolus (Schreber, 1780). Topillo rojo. (Fig. 42).

Presente en el sector montañoso del norte de la provincia, donde ocupa hayedos y robledales (Rey 1972, García Asensio 1994), también en pedrizas o canchales. No ha sido encontrado por el momento en el Moncayo a pesar de existir una masa de hayas de cierta entidad.

Estatus: No raro.

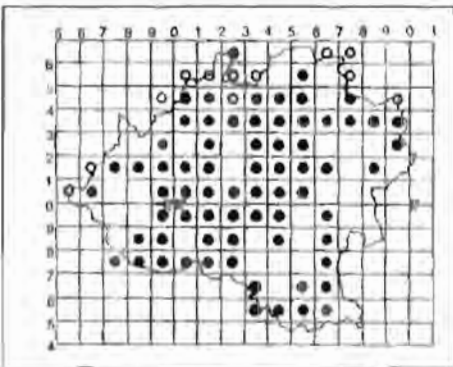


Fig. 43.- *Arvicola sapidus*

Arvicola sapidus Miller, 1908. Rata de agua.(Fig. 43).

Especie muy ligada a masas de agua, colonizando incluso charcas aisladas, hasta 1450 m de altura (Oncala). La sequía de los últimos años en la provincia ha provocado su desaparición en muchos arroyos donde antes era abundante. Es presa poco habitual de la lechuza común (*Tyto alba*), que depreda sobre ejemplares jóvenes (Garde y Escala 1993).

Estatus: Frecuente.

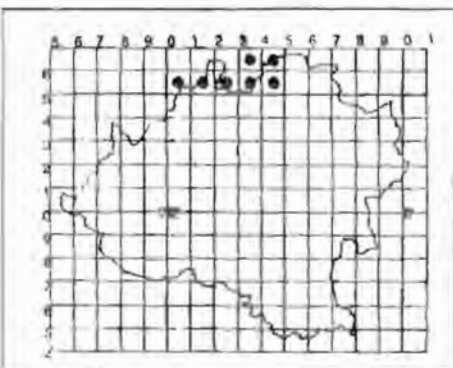


Fig. 44.- *Chionomys nivalis*

Chionomys nivalis (Martins, 1842). Topillo nival.(Fig. 44).

Confinado a las altas cumbres del Sistema Ibérico Septentrional (García et al. 1971), en los pisos Crioro y Oromediterráneo, siendo más escaso en la vertiente sur. Desconocido en la Sierra del Moncayo.

Estatus: Escaso.

Microtus arvalis (Pallas, 1779).
Topillo campesino. (Fig. 45).

Es la especie más abundante no sólo de los microtinos sino de los roedores en la provincia, habiéndose observado que en los últimos años está en expansión, provocando en muchos casos plagas del orden de 3-6 individuos por m² (Tierras Altas). Esta especie, considerada como atlántico-mediterránea o marcadamente mediterránea (González y Román 1988), se comporta en la zona de estudio como eurícola, ocupando todos los biotopos observados.

Estatus: Muy abundante.

Microtus agrestis (Linnaeus, 1761).
Topillo agreste. (Fig. 46).

Especie que aparece con una frecuencia muy baja en los lotes de ega-grópilas. Fuera de los macizos montañosos del norte de la provincia se asocia a ambientes higrófilos, bajando por el Duero, al menos hasta su curso medio. En algún caso convive con la especie precedente. Especie nueva para la provincia.

Estatus: Escaso.

Microtus duodecimcostatus (de Selys-Long-Champs, 1839).

Topillo común. (Fig. 47).

El topillo común, aunque de marcado carácter mediterráneo, aparece también en biotopos húmedos y en cotas elevadas, por encima de los 1500 m (Tierras Altas). Su distribución abarca prácticamente toda la provincia. Se ha observado que algunos ejemplares de esta especie presentan características craneométricas intermedias con *Microtus lusita-*

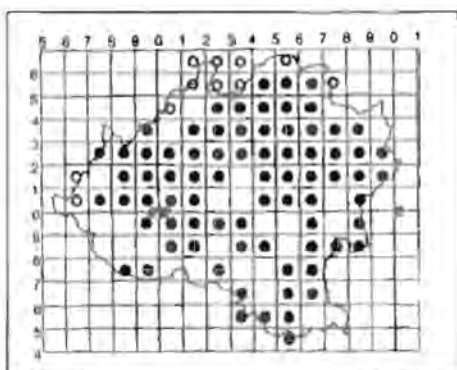


Fig. 45. - *Microtus arvalis*

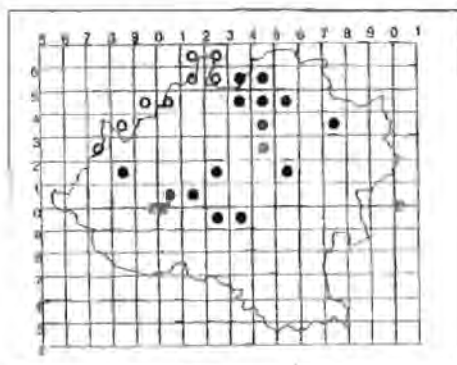


Fig. 46. - *Microtus agrestis*

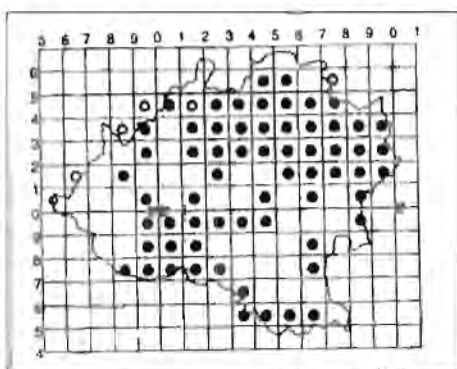


Fig. 47. - *Microtus duodecimcostatus*

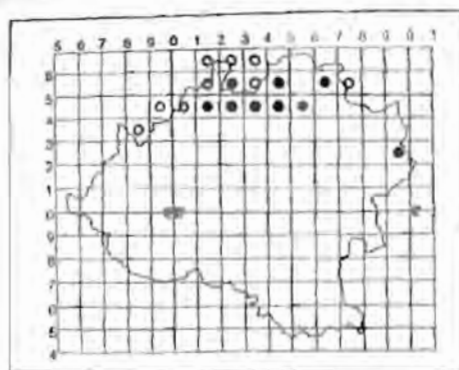


Fig. 48.- *Microtus lusitanicus*

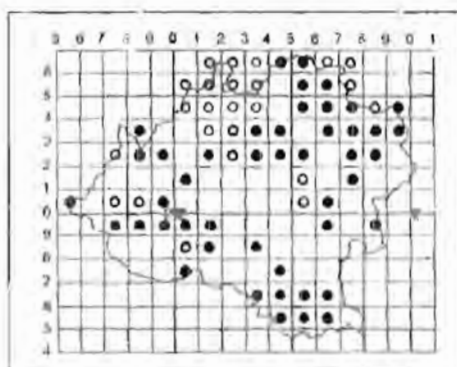


Fig. 49.- *Oryctolagus cuniculus*

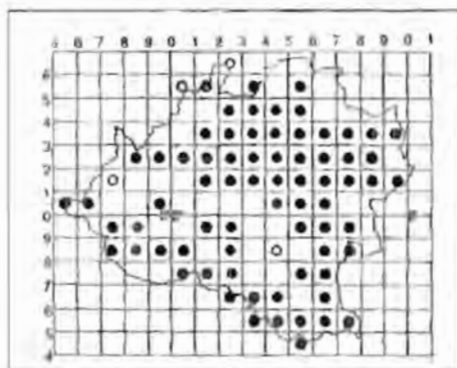


Fig. 50.- *Lepus granatensis*

nicus, hecho similar al observado por Escala y Abaigar (1984) en Navarra. Estatus: Abundante.

Microtus lusitanicus (Gerbe, 1879). Topillo lusitano. (Fig. 48).

Especie que ocupa, hasta el momento, sólo el sector norte más húmedo y montañoso de Soria (praderas montañosas), incluido el macizo del Moncayo. Las poblaciones de ambos sistemas montañosos podrían enlazarse a través de las Srras. del Almuerzo y del Madero. Especie nueva para la provincia.

Estatus: Escaso.

Fam. Leporidae

Oryctolagus cuniculus Linnaeus, 1758. Conejo. (Fig. 49).

Poblaciones merinadas a causa de enfermedades víricas y presión cinegética. Repartido por toda la provincia. Más frecuente en el sur.

Estatus: Frecuente.

Lepus granatensis Rosenhauer, 1856. Liebre ibérica. (Fig. 50).

Bien representada en la provincia (Palacios y Meljide Calvo 1979). Eventualmente sufre una importante presión cinegética. Más abundante en los altos Páramos del centro y sur.

Estatus: Abundante.

Fam. Mustelidae

Mustela nivalis Linnaeus, 1766.
Comadreja.(Fig. 51).

Ampliamente repartida por toda la provincia, pero más frecuente en el sector norte. Se ha observado una paulatina rarificación de este pequeño carnívoro al comparar nuestros datos con la distribución dada por Aritio en 1964 y 1970.

Estatus: Común.

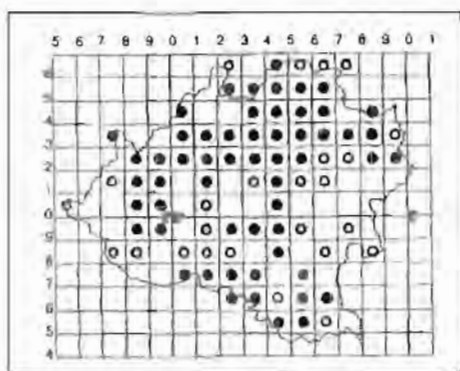


Fig. 51.- *Mustela nivalis*

Mustela putorius Linnaeus, 1758.
Turón.(Fig. 52).

Como la especie precedente, destaca la frecuencia con que Aritio (1964 , 1970) refleja este mustélido, frente a nuestra escasez de datos actuales, por lo que aparenta una fuerte regresión.

Estatus: Raro.

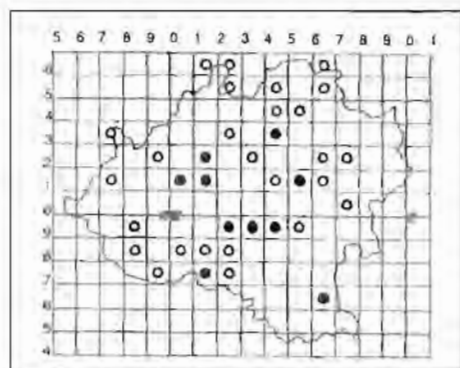


Fig. 52.- *Mustela putorius*

Martes foina (Erxleben, 1777). Garduña.(Fig. 53).

La garduña está bien representada en toda la provincia (Aritio 1964 , 1970), y aunque sin preferencias ecológicas específicas, parece ser más abundante en medios calcícolas y sotos fluviales.

Estatus: Frecuente.

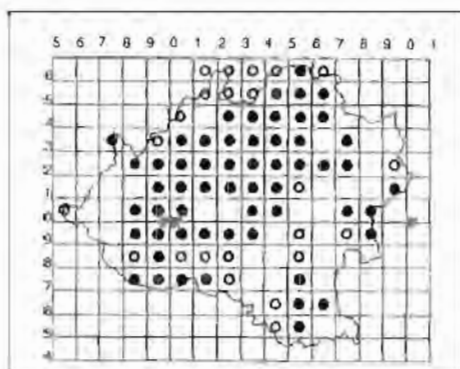
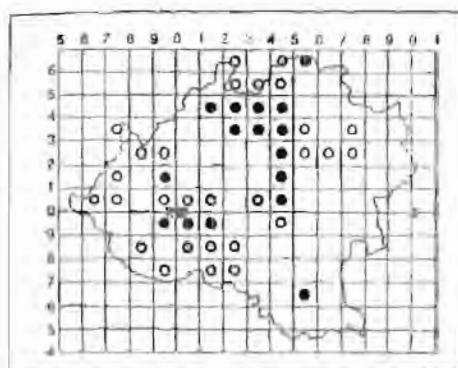
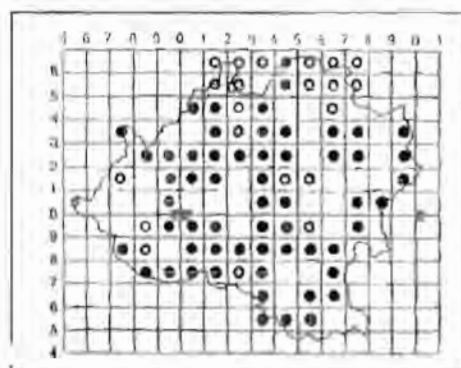
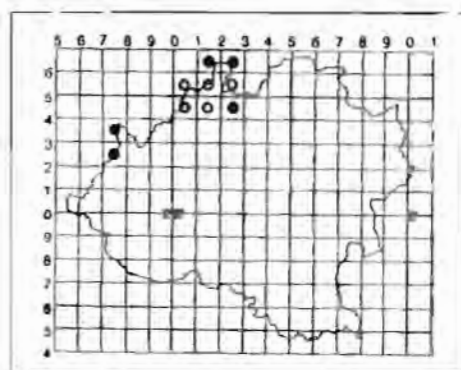


Fig. 53.- *Martes foina*

Fig. 54.- *Lutra lutra*Fig. 55.- *Meles meles*Fig. 56.- *Canis lupus*

Lutra lutra (Linnaeus, 1758).
Nutria.(Fig. 54).

La degradación del medio a lo largo de muchos tramos fluviales, fundamentalmente del Duero, así como la sequía padecida durante los últimos años, que ha reducido bastantes cauces a niveles desconocidos o incluso ha originado su desaparición, ha traído como consecuencia una distribución mucho más restringida para esta especie que la reflejada en trabajos anteriores (Hernando 1990). En la actualidad, los núcleos más importantes se encuentran en los cursos alto y medio del río Duero, así como en el río Tera y afluentes.
Estatus: No raro.

Meles meles (Linnaeus, 1758). Tejón.
(Fig. 55).

Este mustélido, aunque se encuentra por casi toda la zona de estudio (Aritio 1964, 1970), presenta una mayor densidad en zonas montañosas (Comarca de Pinares, Srras. de Cabrejas y Moncayo, Srras. de Grado, Pela y Altos de Barahona), también en dehesas y sotos fluviales a lo largo del Duero y el Jalón.
Estatus: Frecuente.

Fam. Canidae

Canis lupus Linnaeus, 1758.
Lobo.(Fig. 56).

Las importantes poblaciones de la vecina provincia de Burgos son el origen de la soriana. Agirre y Zaldívar (1991) lo citan en las vertientes riojanas de las Sierras de la Demanda, Urbión y Cameros. Confirmamos su presencia más o menos constante

en dos núcleos: Urbión-Cebollera y La Hinojosa-Espejón.

Estatus: Escaso.

Vulpes vulpes (Linnaeus, 1758). Zorro.(Fig. 57).

Esta especie aprovecha con éxito su estrategia oportunista, por lo que su presencia está generalizada en toda la provincia y en todos los biotopos. Abundante en las cercanías de estercoleros.

Estatus: Abundante.

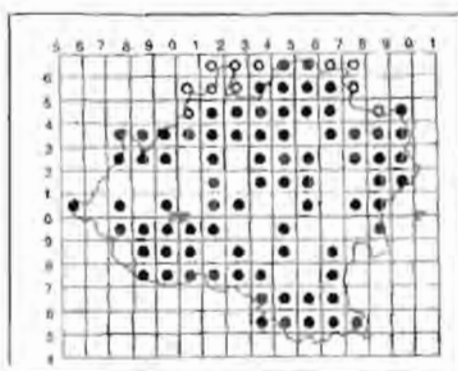


Fig. 57.- *Vulpes vulpes*

Fam. Felidae

Felis silvestris Schreber, 1775. Gato montés.(Fig. 58).

Presente por toda la zona de estudio, normalmente próximo a áreas de abundante cobertura vegetal, aún cuando ésta posea únicamente porte arbustivo. Es más frecuente en zonas rocosas (García Asensio 1995). No es raro que aparezcan ejemplares atropellados en las carreteras.

Estatus: Frecuente.

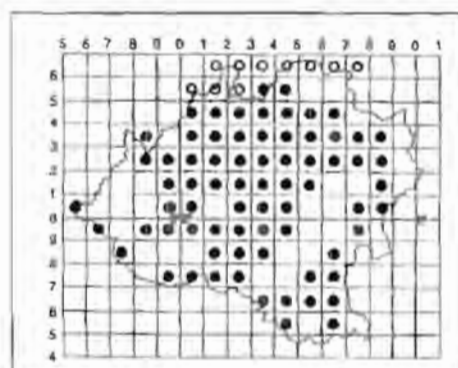


Fig. 58.- *Felis silvestris*

Fam. Viverridae

Genetta genetta (Linnaeus, 1758). Gineta.(Fig. 59).

La gineta presenta una distribución similar a la ofrecida por Arctio (1964). Ligeramente más amplia en el norte de la provincia y dispersa en el resto, en donde se asocia a cursos de agua que tengan bosque galería o de ribera.

Estatus: No rara.

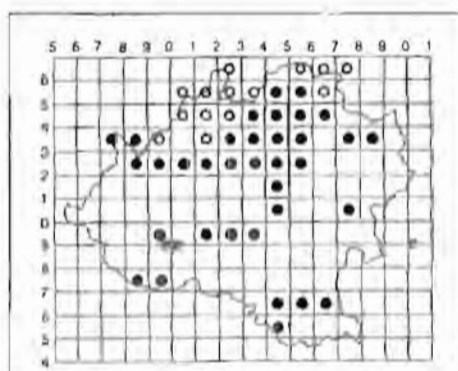
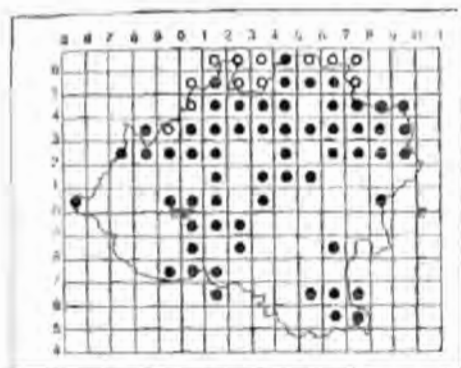


Fig. 59.- *Genetta genetta*

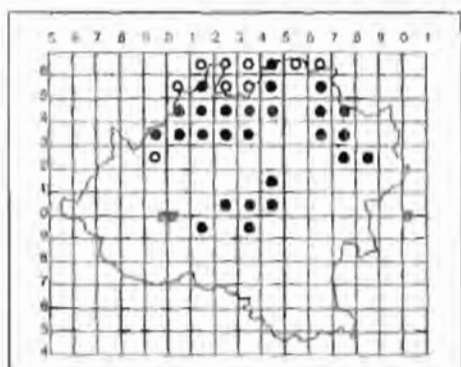
Fig. 60 - *Sus scropha*

Fam. Suidae

Sus scropha Linnaeus, 1758. Jabalí.(Fig. 60).

Especie citada puntualmente por Gómez Vinuesa (1932) y en expansión durante las últimas décadas. En la actualidad explota cualquier mancha boscosa por pequeña que sea.

Estatus: Abundante.

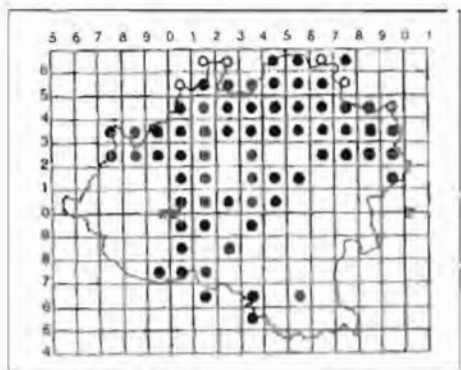
Fig. 61 - *Cervus elaphus*

Fam. Cervidae

Cervus elaphus Linnaeus, 1758. Ciervo.(Fig. 61).

La población de ciervos procede de repoblaciones efectuadas a partir de 1955, tras su desaparición en las primeras décadas de este siglo (García Asensio 1995). Abunda en las masas forestales, tanto del bosque mixto planicaducifolio como aciculifolio.

Estatus: Abundante.

Fig. 62 - *Capreolus capreolus*

Capreolus capreolus (Linnaeus, 1758). Corzo.(Fig. 62).

El corzo, acantonado hasta hace unos años en los bosques del norte de la provincia, se ha extendido en la actualidad por todos los medios forestales, alcanzando las Srras. de Grado y Pela, en el extremo sur, donde era desconocido.

Estatus: Abundante.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Andrés y Mariano García Pérez, José Beltran, Juan Luis Hernández y Manuel Meijide Fuentes su colaboración en los trabajos de campo. A Manuel Melendo, Jefe del Servicio de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de Soria por la autorización pertinente, y a la Asociación Soriana para la Defensa y Estudio de la Naturaleza (A S D E N) como impulsora de este estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- AGIRRE-MENDI, P.T. y C. IBAÑEZ (1992). Presencia de dos nuevas especies de Quirópteros (Orden Chiroptera, clase Mammalia) en la Comunidad Autónoma de La Rioja. *Zubia* 10: 169-174.
- AGIRRE-MENDI, P.T. y C. ZALDIVAR (1991). Contribución al Atlas Mastozoológico de la Comunidad Autónoma de La Rioja. I. *Zubia* 9: 65-88.
- ARCHILLA, R. (1987). *Características climáticas y agrícolas de la provincia de Soria*. Pub. Excmá Dip. Prov. Soria Soria.
- ARTIO, B. (1964). *Estudio de la distribución de algunas alimañas españolas incluidas en la clase Mammalia*. Documentos Técnicos. Serie Cinegética, 3. Ediciones Deportivas ALG, Madrid.
- (1970). *Estudio bioecológico de la familia Mustelidae*. Serv. Pesca Cont. Caza, Parques Nacionales, Madrid.
- BENZAL, J. y O. DE PAZ (1991). *Los murciélagos de España y Portugal*. Colecc. Técnica/Icona, Madrid.
- BENZAL, J., O. DE PAZ y R. FERNÁNDEZ (1988). *Inventario de los refugios importantes para los Quirópteros de España*. M.A.P.A. Madrid
- CAMIÑA, A. (1992). Contribución al atlas de mamíferos de La Rioja: el Alto Najerilla. *Ecología* 6: 151-160.
- CLAVEL, F. y J.A. MARTÍNEZ (1990). *Rutas naturales en la Comarca del Moncayo*. Gea y Junta Castilla y León: Medio Ambiente Soria, Soria.
- ESCALA, M.C. y M.T. ABAIGAR (1984). Contribución al conocimiento de los micromamíferos de Navarra (O. Insectivora y O. Rodentia). *Pub. Univ. Navarra. Serie Zool.* 12: 3-25.
- FERNÁNDEZ, R. y C. IBAÑEZ (1989). Patterns of distribution of bats in the Iberian Peninsula. Pp. 357-361 en Hanák, V., Y. Hóracěk y J. Gaisber, (eds.). *European Bat Research*. Charles University Press. Praha.
- GALÁN, C. (1970). Aportación al conocimiento de los Quirópteros cavernícolas del País Vasco. *Munibe* 22: 61-66.
- GARCÍA ASENSIO, J.M. (1994). Nueva cita para el topillo rojo (*Clethrionomys glareolus*). *Bol. SECEM* 5: 24.
- (1995). *Historia de la fauna de Soria. Atlas de distribución histórica de la provincia de Soria*. I. Ed. ASDEN, Soria.

- GARDE, J.M. Y M.C. ESCALA (1993). Depredación y selección intraespecífica de la lechuza común (*Tyto alba*) sobre la rata de agua (*Arvirola sapidus*). *Ardeola* 40: 173-175.
- GARZON, J., S. CASTROVIEJO Y J. CASTROVIEJO (1971). Notas preliminares sobre la distribución de algunos micromamíferos en el norte de España. *Säugetierk. Mitt.* 19: 217-222.
- GISBERT, J. Y R. GARCÍA PEREA (1993). Lista preliminar de los Mamíferos de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias. Pp. 32. *Resúmenes I Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos*. SECEM, Mollina, Málaga.
- GISBERT, J., M.J. LOPEZ-FUSTER, R. GARCÍA PEREA Y J. VENTURA (1988). Distribution and biometry of *Sorex granarius* (Miller, 1910) (Soricinae, Insectivora). *Z. Säugetierk* 53: 267-275.
- GÓMEZ VINUESA, L. (1932). Mamíferos de la provincia de Soria. *Bol. R. Soc. Española Hist. Nat.* 32: 231-235
- GONZÁLEZ, J. Y J. ROMÁN (1988). *Atlas de micromamíferos de la provincia de Burgos*. J. Gonzalez Esteban Burgos.
- (1990). Un nuevo núcleo poblacional de *Apodemus flavicollis* (Melchior 1834) en la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata* 17: 220-223
- HERNANDO, A. (1990). Soria. Pp. 79-80 en Delibes, M. (de). *La nutria (Lutra lutra) en España*. Serie Técnica/ICONA, Madrid.
- LÓPEZ-FUSTER, M.J. (1983). *Sobre los géneros Sorex Linnaeus, 1758, Suncus Ehrenberg, 1833 y Crocidura Wagler, 1832 (Insectivora, Soricidae) en el Nordeste de la Península Ibérica*. Tesis Doctoral, Universidad Barcelona.
- LOPEZ-FUSTER, M.J. Y J. VENTURA (1996). A morphometrical review of the *Sorex araneus-arcticus*, species group from the Iberian Peninsula (Insectivora, Soricidae). *Bonn zool. Beitr* 46: 327-337.
- MEJIDE CALVO, M. Y F. MEJIDE FUENTES (1994). *Estudio de los Quirópteros del Parque Natural del Cañón del Río Lobos. Soria-Burgos*. Junta de Castilla y León. Medio Ambiente Soria, Soria.
- PALACIOS, F. Y M. MEJIDE CALVO (1979). Distribución geográfica y hábitat de las liebres en la Península Ibérica. *Naturalia Hispanica* 19: 40 pp.
- PAZ, O. DE Y J.M. DE LOPE (1985). Note on the distribution of the Geoffroy's bat, *Myotis emarginatus* (Geoffroy 1806) in the Iberian Peninsula. *Doñana, Acta Vertebrata*, 12: 333-334.
- REY, J. M. (1971). Contribución al conocimiento de la musaraña enana, *Sorex minutus*, en la Península Ibérica (Mammalia, Insectivora). *Bol. R. Soc. Española Hist. Nat.* 69: 153-160.
- (1972). Sistemática y distribución del topillo rojo, *Clethrionomys glareolus*, (Schreber, 1780) (Mammalia, Rodentia) en la Península Ibérica y descripción de una nueva subespecie: *C. glareolus bernisi*, del Sistema Ibérico. *Bol. Est. Centr. Ecología* 1: 45-56.

- (1973). Notas sobre mastozoología ibérica. 1 Las características biométricas y morfológicas del topillo campesino, *Microtus arvalis asturianus* del Sistema Ibérico. *Bol. Real Soc. Española Hist. Nat. (Biol)* 71: 283-297.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1982). Étages bioclimatiques, secteurs chorologiques et series de végétation de l'Espagne méditerranéenne. *Ecol. Médit.* 8: 275-288.
- ROMERO, P. (1990). *Quirópteros de Andalucía y Marruecos*. Tesis Doctoral. Univ. Sevilla.
- TUPINIER, Y. (1975). *Chiroptères d'Espagne. Systematique-Biogeographie*. Thèse de Doctorat Université Claude Bernard, Lyon.
- (1982). Quirópteros de España. Sistemática-Biogeografía. *Cuadernos de Espeleología* 9-10: 215-290.

Recibido, 27 febrero 1996; aceptado, 5 noviembre 1996.

CENSO Y DISTRIBUCIÓN DE LA MARMOTA ALPINA (*MARMOTA MARMOTA*) EN NAVARRA

J. HERRERO¹, A. GARCÍA-SERRANO², I. GARIN¹

¹ Instituto Pirenaico de Ecología, Ap. 64, 22700 Jaca

² EGA S.C., Oroel 8A, 22700 Jaca

La marmota alpina (*Marmota marmota*) es originaria de los Alpes occidentales y de los Montes Tatra. En los Alpes vive la subespecie *M. m. marmota*, que ha sido introducida a partir del siglo pasado al resto del arco alpino, a los Cárpatos, a los Apeninos y a los Pirineos. En los Montes Tatra vive la subespecie *M. m. latirrostris* que ha sido introducida en los Apeninos (Couturier 1955, Ferri et al. 1988).

Desapareció de los Pirineos a finales del Pleistoceno o principios del Holoceno hace 15000 años (Besson 1971, Villalta 1972), probablemente debido a las condiciones climáticas más benignas que hicieron ascender el límite altitudinal del bosque, disminuyendo notablemente el hábitat de la especie (Herrero et al. 1994). Parece que esto también ocurrió en los Alpes orientales (Bauer 1991, Preleuthner et al. 1994).

El número de ejemplares introducidos en el Pirineo francés, provenientes fundamentalmente del Parque Natural de la Vanoise y en menor medida del de Mercantour en los Alpes franceses, supera los quinientos ejemplares (Ramousse et al. 1992). En principio parecen ser los únicos lugares de origen. Las introducciones se sucedieron entre 1948 y la década de los ochenta (Herrero et al. 1987). También se realizaron sueltas a partir de ejemplares pirenaicos aclimatados.

En España la primera cita de su presencia es de principios de los años sesenta, probablemente 1962, en el valle de Otal, en Huesca. El ICONA realizó una primera encuesta sobre la distribución de la especie a principios de los años setenta. La especie aparece en Cataluña a partir de 1974 (Canut et al. 1989) y en Navarra probablemente poco antes de 1985, a partir de ejemplares provenientes de la Hoya de la Solana en Ansó (Huesca). El proceso colonizador en Aragón y Navarra y los factores que han afectado a su expansión han sido descritos por Herrero et al. (1987). La marmota se halla hoy ampliamente distribuida por toda la cadena pirenaica tanto en Francia (Jean 1979), como en España (García-González et al. 1985, Canut et al. 1989, González i Prat et al. 1989, Herrero et al. 1992, García-Ferré et al. 1995).

El hábitat ocupado por la especie en la actualidad en la cadena pirenaica son los pastos supraforestales generalmente por encima de los 1800 m, al

igual que lo hace en los Alpes (Herrero et al. 1994). En general se trata de hábitats con cobertura herbácea variable, exposición predominantemente sur y buena visibilidad. Estas condiciones existen en el área de estudio y aunque el ambiente es más forestal que en el resto de áreas con marmota del Pirineo -y aparentemente en los Alpes- la especie ha encontrado un lugar adecuado para asentarse.

El objetivo de este trabajo es conocer la distribución, el número de colonias y los grupos familiares que componen la población navarra de marmota alpina y que constituye el límite occidental de distribución de la especie, así como estimar la consistencia numérica de estos grupos familiares, con el fin de compararlos con los estudiados hasta ahora en los Alpes. Las características ambientales de este límite de área para la especie permiten prever la existencia de algunas diferencias en algún parámetro poblacional o colonial con respecto a los estudios alpinos realizados hasta la fecha. En marmota alpina la unidad social es la familia o grupo familiar, constituido normalmente por un macho y una hembra adultos y los descendientes de uno a tres años (Perrin et al. 1993). La familia hiberna en un mismo habitáculo igual que en el resto de especies sociales del género (Barash 1989, Arnold 1990). La colonia no representa una unidad social. Utilizaremos el término colonia como: lugar en el que viven marmotas y que puede estar constituido por una o más familias. Cada unidad familiar ocupa un área de campeo de entre 0,5 y 9 hectáreas aproximadamente (Mann y Janeau 1988, Perrin et al. 1993, Herrero y García-Serrano 1994).

MATERIAL Y MÉTODOS

Para conocer la distribución se realizó en primer lugar una encuesta y unos recorridos preliminares en años previos al trabajo en los pastos supraforestales y los claros de bosque por encima de los 1600 m en el Pirineo occidental navarro (ver Fig. 1). Durante el mes de julio de 1994 se prospectó sistemáticamente toda el área de distribución conocida y diversas áreas circundantes, en una época en que las familias ya están asentadas, utilizando prismáticos 8 x 30 y telescopio x 60.

Una vez localizadas todas las colonias y diferenciados los distintos grupos familiares elegimos diez familias sobre las que realizar el censo. Para comprobar la fiabilidad de las estimas, dos de las familias incluidas en el censo fueron seguidas desde abril hasta octubre, dos días al mes desde la salida a la puesta del sol.

Dado que las familias de marmota alpina no suelen tener un número elevado de integrantes -generalmente menos de veinte (Arnold 1990)- y que los movimientos de los ejemplares suelen ser cercanos a una serie de agujeros más frecuentemente utilizados (Perrin et al. 1993) elegimos un sistema

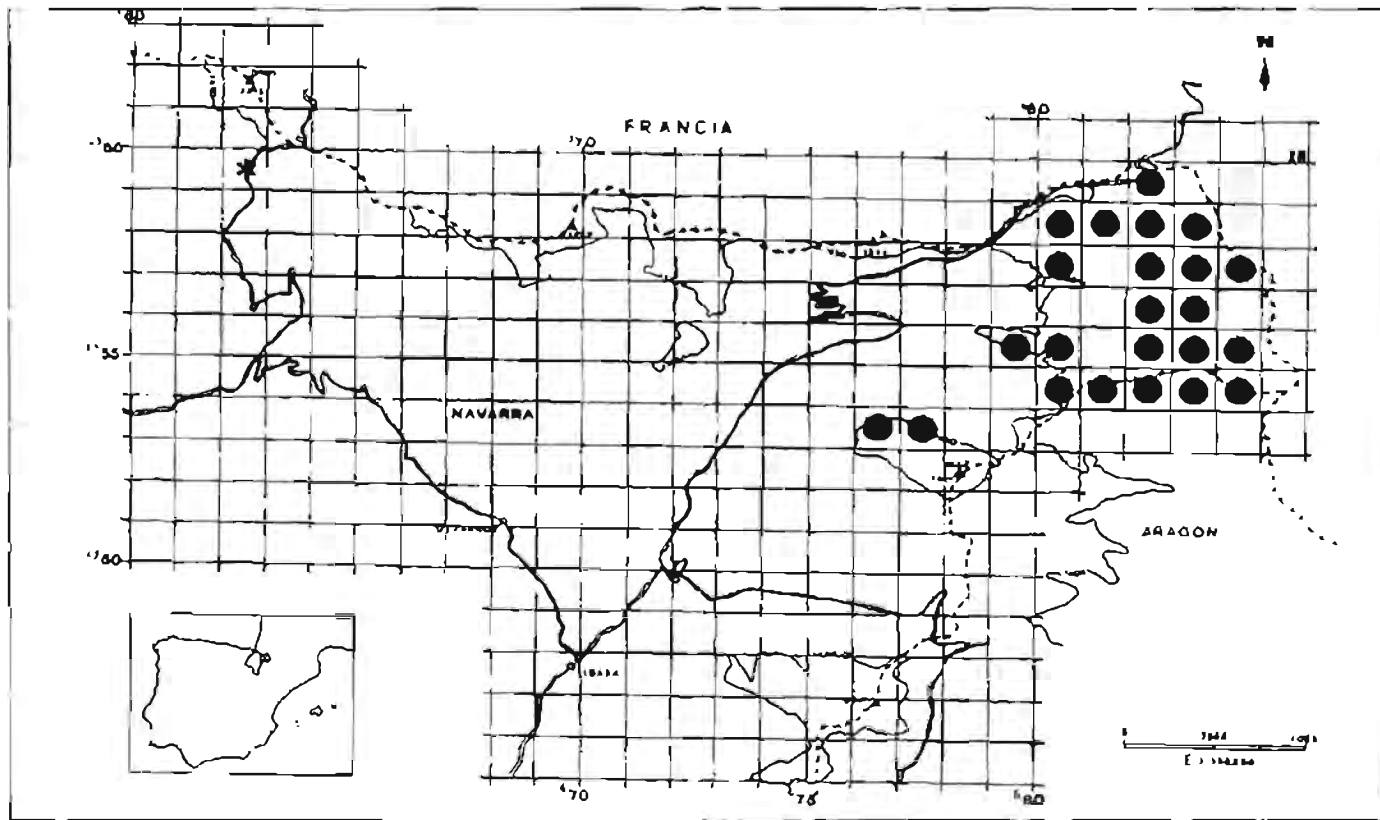


Figura 1. Distribución de la marmota alpina en Navarra. Cuadrículas UTM de 1 x 1 km.

● presencia de grupos familiares, * marmota en dispersión

Distribution of the alpine marmot in Navarre. Location is given in 1x1 km UTM scale. ● presence of family groups, * marmot dispersing.

de censo directo basado en visualizar el mayor número de ejemplares posible, que es el que se ha venido utilizando en las especies sociales del género con diversas variaciones (Zelenka 1965, Barash 1976, Seredneva 1986, Peracino y Bassano 1987, Jordán y Ruiz-Olmo 1988, Lenti Boero 1988, Mann y Janeau 1988, Grimod et al. 1991, Cortot et al. 1994). Hemos seguido el método de Mann y Janeau (1988). El censo se realizó en diez grupos familiares; en la primera semana de agosto, para tener la seguridad de que las crías del año salen al exterior; durante dos días consecutivos; de 7 a 9 horas de la mañana y de las 19 horas hasta que los animales entraban en la madriguera al anochecer, pues eran las horas de máxima actividad y coincidía con los momentos en que las crías se reunían con la madre para ser acicaladas en la boca de la madriguera de cría.

El tratamiento estadístico de los datos se llevó a cabo con la prueba de χ^2 , para determinar si la proporción de edades observada se ajustaba a una distribución teórica, y con el Análisis de la Variancia, para detectar posibles diferencias en el número medio de animales encontrado en los censos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

a.- Distribución

La distribución queda reflejada en la Figura 1. En total localizamos 31 colonias unifamiliares y una compuesta por dos familias. Al oeste del área de distribución de las colonias recogimos testimonios de un ejemplar en dispersión durante la primavera (Carrica y Salón com.pers).

Las marmotas ocupan el pasto supraforestal como es propio de la especie (Zelenka 1965) y los claros de bosque con suficiente pasto y visibilidad. No fueron localizadas colonias en bosque.

b.- Censo

Se eligieron 10 grupos familiares para realizar el censo en razón a su accesibilidad. Aún así se instaló un campo base cercano a seis familias para evitar la larga aproximación diaria. Estos diez grupos familiares pueden considerarse representativos del conjunto de familias de la especie en su límite occidental de distribución (ver Tabla 1).

Las clases de edad y sexo diferenciables a distancia en agosto son los adultos y subadultos -no diferenciables entre sí-, las crías del año y las hembras adultas criando. El número medio de crías es de 2,6 (EE=0,5; rango 2-5); el de adultos y subadultos de 2,7 (EE=0,5; rango 1-6) y el total de 5,3 (EE=0,8; rango 2-10).

De las 10 familias censadas hubo crías en 8. La proporción de adultos y subadultos con respecto a las crías totales no difiere significativamente de la relación 1:1 ($\chi^2=0,0189$, ns), por lo que puede considerarse que durante la

TABLA 1

Censo de marmota alpina en Navarra durante agosto de 1994. Número de ejemplares en diez grupos familiares. *: Hembras criando sin macho acompañante.

*Census of the alpine marmot in Navarra during August of 1994. Number of individuals in ten family groups. *: Females raising young without accompanying males.*

Familia	Adultos y subadultos	Crias	Total
Txamantxoia	2	5	7
Lapakiza 1	1*	2	3
Lapakiza 2	4	2	6
Lapakiza 3	2	0	2
Larrera 2	2	0	2
Larrera 3	1*	4	5
Larrera 4	2	3	5
Aniabarkandia	6	4	10
La Contienda	5	3	8
Sierra Longa	2	3	5
Total	27	26	53
Media	2,7	2,6	5,3
DE	1,7	1,6	2,6

primera semana de agosto el 50% de la población estaba constituida por crías del año. Esta elevada proporción de familias con crías del año puede ser debida al azar, motivado por las oscilaciones propias del tamaño muestral y las características reproductivas de la especie, o ser un caso de elevada productividad. El complejo sistema social del género *Marmota* (Barash 1989, Armitage 1991, Perrin et al. 1993), implica alternancia anual en la reproducción de las hembras maduras de los grupos familiares, aunque existe poca información respecto a su estructura social y dinámica reproductiva. Además el número de residentes en una misma colonia está sometido a grandes variaciones anuales (Barash 1976). El hecho de haber observado dos casos de hembra sola con descendencia y sin macho acompañante (ver Tabla 1) es un caso nuevo no observado hasta ahora en los Alpes y que merecería ser estudiado más a fondo. En cualquier caso la elevada proporción de crías del año representa una elevada disponibilidad de presas para sus dos predadores principales: águila real (*Aquila chrysaetos*) y zorro (*Vulpes vulpes*). Ambas especies realizaron intentos infructuosos de predación en las colonias estudiadas a lo largo del trabajo.

En función de las fechas en las que se realizan los censos se pueden obtener diferentes estimas poblacionales. Así, los censos primaverales, tras el sueño invernal y antes de la reproducción, estiman el mínimo poblacional y los realizados en agosto permiten determinar las crías del año. Se han comparado los censos alpinos realizados en agosto (Lenti Boero 1988, Manu y Janeau 1988, Perrin et al. 1993) con el llevado a cabo en este estudio y no existen diferencias significativas en el número medio de animales por grupo familiar ($F=2.4$, $p=0.54$). La diferencia más relevante es la existencia de una mayoría de colonias unifamiliares, reflejo de la fragmentación del hábitat colonizable en un ambiente predominantemente boscoso que representa el límite actual de distribución de la especie.

AGRADECIMIENTOS

El estudio es parte de un informe financiado por el Gobierno de Navarra, "La marmota alpina en Navarra", realizado por los primeros dos autores de este artículo. Deseamos agradecer la colaboración de D.Saavedra y M.J.García-Serrano en el trabajo de campo. A.Senosiain y J.Leoz ayudaron en prospecciones previas. R.García-González aportó interesantes sugerencias al manuscrito.

Palabras clave: Censo, distribución, introducción, *Marmota marmota*, Navarra, Pirineo.

ABSTRACT

Census and distribution of the alpine marmot (Marmota marmota) in Navarre.

The alpine marmot (*Marmota marmota*) is a species from the Alps and the Tatra Mountains, which has been taken from the Alps and introduced into the French Pyrenees from 1948 until the eighties. Nowadays it can be found broadly scattered over both sides of the Pyrenean chain and occupying supra-forestal pastures, for the most part, above 1800m. In 1994, a study was carried out in order to ascertain the distribution and population census of the species in Navarre, its westernmost area of distribution. The supra-forestal sub-alpine and montane pastures of the High Roncal Valley, on the borders of Aragon and France, were prospected in July. During the first week of August, a census of ten family units was carried out. The results indicate that marmots have established about thirty colonies in Navarre, which occupy supra-forestal pastures and forest clearings. The settlements are mainly made up of single family colonies of an average size similar to that observed in the Alps for the same species.

Key words: Census, distribution, introduction, *Marmota marmota*, Navarre, Pyrenees.

BIBLIOGRAFÍA

ARMITAGE, K.B. (1991). Social and Population Dynamics of Yellow-bellied Marmots: Results from Long-Term Research. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 22: 379-407.

- ARNOLD, W. (1990). The evolution of marmot sociality: II. Costs and benefits of joint hibernation. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 27: 239-246.
- BARASH, D.P. (1976). Social behaviour and individual differences in free-living alpine marmots (*Marmota marmota*). *Anim. Behav.* 24: 27-35.
- (1989). *Marmots: Social Behaviour and Ecology*. Stanford University Press, Stanford, California.
- BAUER, K.M. (1991). Distributional change of *Marmota marmota* in the Eastern Alps during the Holocene. *Abstracts of the 1st European Congress of Mamalogy*, Lisbon.
- BESSON, J.P. (1971). Introduction de la Marmotte dans les Pyrénées occidentales. *C.R. du 96ème Congrès des Sociétés Savantes*, Toulouse 3: 397-399.
- CANUT, J., D. GARCÍA-FERRE Y J. MARCO (1989). Distribución y colonización de la marmota (*Marmota marmota* L. 1758) en el Pirineo central y oriental ibérico. *Ecología* 3: 149-156.
- CORTOT, H., M. FRANCOU, D. JUAN, L. TRON, M. LE BERRE Y R. RAMOUSSE (1994). Development of a census method of Alpine marmots in the Ecrins National Park. *Ibex J.M.E.* 2: 32.
- COUTURIER, M.A.J. (1955). Acclimatation et acclimatement de la Marmotte des Alpes, *Marmota m. marmota* (Linné 1758) dans les Pyrénées françaises. *Säugetierkd. Mitt.* 3: 105-107.
- FERRI, M., G. PIGOZZI, L. SALA, C. SOLA, A. SPAMPANATO, J. TARANTINO, P. TONGIORGI Y L. TOSI (1988). Primi risultati di una ricerca sulla popolazione di *Marmota marmota* del crinale appenninico tosco-emiliano. *Atti del I Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina*, Bologna. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* XIV: 339-349.
- GARCÍA-GONZÁLEZ, R., J. CANUT, D. GARCÍA, J. HERRERO, R. HIDALGO, G. JORDÁN, V. NAVAZO, J. RUIZ-OLMO Y J. MARCO (1985). Primeras notas sobre la distribución de la marmota (*Marmota marmota*, L., 1748) en la Península ibérica. *Pirineos* 125: 113-115.
- GARCÍA-FERRÉ, D., X. MARCO Y J. CANUT (1995). *Marmota*, *Marmota marmota*. Pp. 51-55 en J. Ruiz-Olmo y À. Aguilar (eds.). *Els Grans Mamíferes de Catalunya i Andorra*. Lynx Edicions, S.L., Barcelona.
- GONZÁLEZ I PRAT, J., J. GIL I SANTANO Y D. PUIG I MAJDEU (1989). Notes sobre la presència de la marmota al Ripollès. *Taleia* 2: 15-17.
- GRIMOD, I., B. BASSANO Y V. TARELLO (1991). *La marmotta (Marmota marmota) in Valle d'Aosta. Ecologia e distribuzione (1988-1989)*. Región autónoma Valle d'Aosta, Aosta.
- HERRERO, J., J. CANUT, D. GARCÍA-FERRÉ, R. GARCÍA-GONZÁLEZ Y R. HIDALGO (1992). The Alpine marmot (*Marmota marmota* L.) in the Spanish Pyrenees. *Z. Säugetierkunde* 57: 211-215.
- HERRERO, J., R. GARCÍA-GONZÁLEZ Y A. GARCÍA-SERRANO (1994). Altitudinal distribution of alpine marmota (*Marmota marmota*) in the Pyrenees. *Arctic and Alpine Research* 26: 328-331.

- HERRERO, J. y A. GARCÍA-SERRANO (1994). *La marmota alpina en Navarra*. Inédito. Gobierno de Navarra.
- HERRERO, J., R. HIDALGO y R. GARCÍA-GONZÁLEZ (1987). Colonization process of the Alpine marmot (*Marmota marmota*) in Spanish Pyrenees. *Pirineos* 130: 87-94.
- JEAN, O. (1979). *La marmotte (Marmota marmota L., 1758) dans les Pyrénées. Implantation, Développement-Répartition*. Tesis Doctoral. Ecole National Vétérinaire de Toulouse, 101pp.
- JORDAN, G. y J. RUIZ-OLMO (1988). *Vulpes vulpes* L. criando en una colonia de marmota (*Marmota marmota* L.) en el Pirineo de Lérida. *Doñana, Acta Vertebrata* 15: 247.
- LENTI BOERO, D. (1988). Distribuzione degli insediamenti e stima della densità di Marmotta alpina (*Marmota marmota* L.): metodi di indagine per zone campione. *Atti del I Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Bologna. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* XIV: 253-264.
- MANN, C.S. y G. JANEAU (1988). Occupation de l'espace, structure sociale et dynamique d'une population de marmottes des Alpes (*Marmota marmota* L.). *Gibier Faune Sauvage* 5: 427-445.
- PERACINO, V. y B. BASSANO (1987). La marmotta (*Marmota marmota*, L.) nel Parco Nazionale del Gran Paradiso: metodologie di censimento e valutazione della sua distribuzione (1986-1987). *Incontro di studio su la Marmotta alpina, P.N.G.P. Gran Nomenon*:13-24.
- PERRIN, C., D. ALLAINE y M. LE BERRE (1993). Socio-spatial organization and activity distribution of the Alpine marmot *Marmota marmota*: preliminary results. *Ethology* 93: 21-30.
- PRELEUTHNER, M., H. GOSSOW, A. GAMAUF y G. RABEDER (1994). History of the recent marmot colonization in the Eastern Alps. *Ibex J.M.E.* 2: 40.
- RAMOUSSE, R., J.P. MARTINOT y M. LE BERRE (1992). Twenty years of re-introduction policy of Alpine marmots from the National Park of La Vanoise (French Alps). *Proceedings of 1st Int. Symp. on Alpine Marmot and on gen. Marmota, Torino*: 171-177.
- SEREDNEVA, T.A. (1986). Estimation of absolute population density and numbers of the marmots (*Marmota*). *Zool. Zh.* 65: 1559-1567.
- VILLALTA, J.F. (1972). Presencia de la marmota y otros elementos de la fauna esteparia en el Pleistoceno catalán. *Acta Geológica Hispánica* 7: 170-173.
- ZELENKA, G. (1965). Observations sur l'ecologie de la Marmotte des Alpes. *Rev. Ecol. Terre Vie* 19: 238-256.

Recibido, 6 febrero 1996; aceptado, 22 julio 1996

TRAMPEO FOTOGRÁFICO DEL GÉNERO MARTES EN EL PARQUE NACIONAL DE AIGÜESTORTES I ESTANY DE SANT MAURICI (LLEIDA)

ALFONS RASPALL I CAMPABADAL, LLUÍS COMAS I BORONAT Y
MARCEL MATEU I PIJOAN

P.N. d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici; L'Estudi, Pl. del Freixe s/n. 25528 Bol (Alta Ribagorça, Lleida).

La aplicación del trapeo fotográfico para la detección de mamíferos, especialmente carnívoros, se ha extendido recientemente, con interesantes resultados (Kucera y Barret 1993, Foster y Humphrey 1995, Naves et al. 1995). Aunque hay autores que señalan algunas desventajas de su aplicación frente a problemas de tipo meteorológico (Bull et al. 1992, Rice et al. 1995), sus posibles utilizaciones son variadas, como las llevadas a cabo para la estimación de tamaños de población de oso pardo, *Ursus arctos horribilis*, (Mace et al. 1994), o en el control de pasos en carreteras y autopistas, (Carthew y Slater 1991, S. Jové y C. Rossell com. per.).

La marta (*Martes martes*) y la garduña (*M. foina*) son dos especies de carnívoros, cuya detección específica mediante rastreo en ausencia de nieve, se ve dificultada en las zonas donde cohabitan, dado que los excrementos de ambas especies apenas son diferenciables (Goszczyński 1976, Bang y Dahlström 1983). El propósito de este estudio fue averiguar la eficacia del uso de cámaras automáticas para detectar la presencia de estas dos especies en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici.

MATERIAL Y MÉTODOS

La técnica se ha ensayado durante los meses de julio y agosto de los años 1991 a 1995 en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant. Maurici, disponiéndose para ello de 4 equipos de trapeo fotográfico (Raspall et al. 1994).

El equipo de detección está formado por una cámara fotográfica acoplada a un sistema remoto de activación eléctrica (Fig. 1). Las cámaras utilizadas eran del tipo compactas, con lente fija de 35 mm y mecanismo de enfoque con sincronización de la luz artificial y control de la exposición automáticos. Se utilizó preferentemente película de 35 mm monocromática (en blanco y negro), de 100 o 400 ASA de sensibilidad y película especial sensible al infrarrojo. Dos de las cámaras disponían adicionalmente de registro de fecha y hora de la exposición en el negativo.

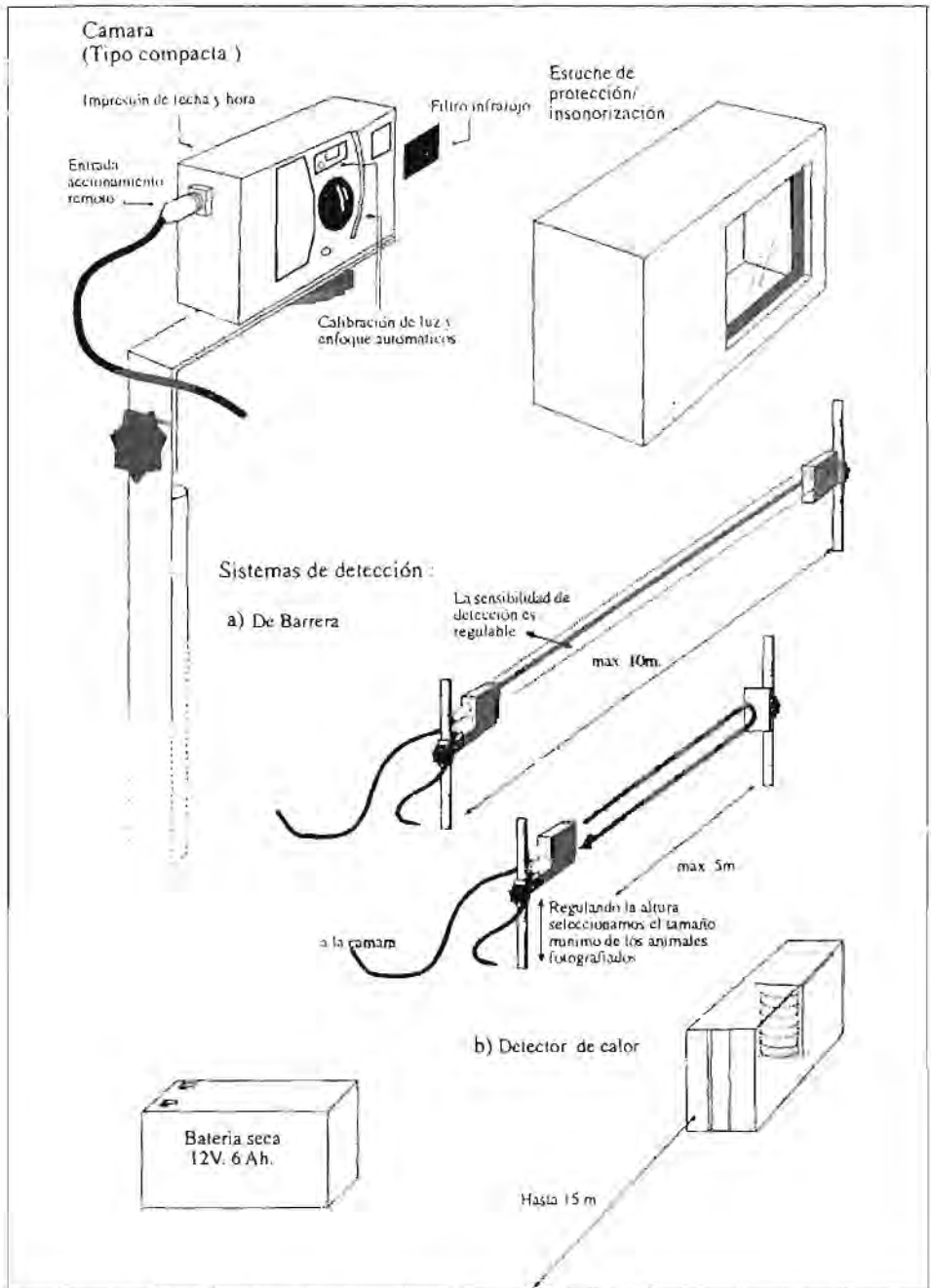


Figura 1. Esquema de los elementos que integran un equipo de detección fotográfica.

Scheme draw of the components of the photographic detection equipment.

Para el accionamiento eléctrico del dispositivo se utilizó tanto un sistema de barrera infraroja (Fig.1a), como un receptor térmico (Fig.1b). En el primer caso, el sensor se activa por intercepción del haz infrarojo generado por un sistema emisor-sensor, mientras que, en el segundo, el receptor lo hace al captar la vibración térmica de algún animal homeotermo.

Se procuró reducir en lo posible el ruido producido por el disparo de la cámara mediante el uso de cajas de insonorización, y la ubicación del dispositivo junto a fuentes naturales de sonido, como los ríos.

El equipo permanecía en el campo unos 2-3 días en función de la autonomía proporcionada por las baterías de alimentación de los sensores. La ubicación fue en lugares donde previamente se habían detectado rastros recientes atribuibles a martas o garduñas, sin precisar. Se utilizaron cebos para atraer a los animales. Estos consistían principalmente en alimentos muy olorosos: sardinas en lata o restos de carne frita.

RESULTADOS

El total de registros de individuos del género *Martes* obtenidos durante las cinco campañas fue de 43, 16 de los cuales (37,2 %) correspondían a garduña y los 27 restantes (62,8 %) a marta. También se obtuvieron registros de otras especies animales de la zona (Tabla 1).

La identificación de las dos especies estudiadas fue posible en el 93 % de las ocasiones. En el resto de los casos no fue posible debido a la postura del animal o a una deficiencia en la calidad de la fotografía. En algunos casos, se pudo determinar el sexo y a diferentes individuos.

En promedio se obtuvieron 7,5 fotografías (D.E. = 6,39) de marta y garduña por detección.

Los equipos provistos con algún sistema de insonorización dispararon más fotografías que los que no lo tuvieron ($\bar{x} = 10,1$; D.E. = 6,58 con insonorización; $\bar{x} = 1,3$; D.E. = 0,8 sin insonorización; $t = 3,19$ y $p \leq 0,005$).

En cuanto a las principales causas que han motivado algún error de funcionamiento cabe señalar las incidencias de tipo meteorológico, y los fallos en la instalación. La barrera infraroja, aun siendo el haz ajustable, se ha disparado muy fácilmente por ramas movidas por el viento, lluvia, granizo e insectos un poco grandes (Tabla 1). El receptor térmico se ha disparado con otros animales homeotermos, y su mayor abanico de recepción ha producido que en algunas ocasiones se hayan disparado algunas fotografías sin estar aún el animal dentro del campo de visión de la cámara. Con el sistema de barrera el número de fotografías disparadas erróneamente fue inferior que con el receptor térmico ($\bar{x} = 15,47$; D.E. = 28,49 en el primer caso respecto a $\bar{x} = 46,63$; D.E. = 47,20; $t = -1,94$ y $p \leq 0,05$).

TABLA 1

Número y porcentaje de registros de las especies animales detectadas con el trapeo fotográfico en el Parque Nacional de Aiguestortes i Estany de Sant Maurici y zona periférica.

Species detected with the camera system in the National Park of Aiguestortes i Estany de Sant Maurici and periphery.

Espécie		Num.	%
ardilla	<i>Sciurus vulgaris</i>	1	1,47
lirón careto	<i>Eliomys quercinus</i>	4	5,89
lirón gris	<i>Glis glis</i>	1	1,47
ratón de campo	<i>Apodemus sylvaticus</i>	3	4,41
jabalí	<i>Sus scrofa</i>	2	2,95
gamo	<i>Dama dama</i>	1	1,47
zorro	<i>Vulpes vulpes</i>	5	7,35
arminiño	<i>Mustela erminia</i>	1	1,47
garduña	<i>Martes foina</i>	16	23,53
marta	<i>Martes martes</i>	27	39,70
gato domestico	<i>Felis catus</i>	1	1,47
pelirrojo	<i>Erithacus rubecula</i>	1	1,47
arrendajo	<i>Garrulus glandarius</i>	4	5,88
mariposa	<i>O. Lepidoptera</i>	1	1,47
Total		68	100,00

CONCLUSIONES Y APLICACIONES

La técnica del trapeo fotográfico ha resultado eficaz para obtener datos de la localización de las dos especies del género *Martes*, ya que el registro fotográfico y posterior reconocimiento específico, no presenta ninguna dificultad, incluso utilizando película en blanco y negro. La utilización también de cámaras compactas adaptadas minimiza los costes.

De momento los resultados obtenidos indican que el ruido de la cámara tiene un efecto claramente negativo, por lo que es conveniente incluir algún sistema de insonorización en el equipo. En cuanto a la eficacia mostrada por los dos sistemas de detección, el sistema de barrera es en general más eficaz debido a que permite regular con exactitud la zona de intercepción, presenta sin embargo, el problema de que esta puede accionarse con cualquier elemento. El sensor térmico presenta las dificultades de regular de su amplio espectro de acción y ser más sensible a los contrastes térmicos, pero su más fácil montaje lo hace apropiado en lugares donde las características del medio dificultan la instalación de la barrera infrarroja.

Posibles aplicaciones de la técnica, además de para confirmar la presencia de una especie determinada, serían estudios sobre la selección del hábitat (Bull et al. 1992), o para determinar la eficacia de pasos bajo las carreteras (Foster y Humphrey 1995, Rossell com. per.).

AGRADECIMIENTOS

Mencionar especialmente a Santiago Jové, que ha colaborado estrechamente poniendo a nuestra disposición sus equipos y experiencia. Así como a Salvador Torné, Elisabet Moragas, Xavier Castells, Jordi Ruiz-Olmo, Santiago Palazon, Gerard Jimenez, y los guardas de los refugios J.M. Blanch, Xavier Serratosa; y de Amitges, Nuria y Valentí que también han colaborado. Y finalmente a todas aquellas personas que están vinculadas al proyecto en el cual se ha realizado este estudio y los responsables del servicio de Educación y Divulgación del Parque Nacional y los equipos de responsables de los campos y, por supuesto a los cerca de 600 participantes que durante estos 5 años han hecho posible el desarrollo del proyecto.

Palabras clave: Cámara, detección, distribución, garduña, marta, sensor.

ABSTRACT

Photographic detection of the genus Martes in the Aigüestortes i Estany de Sant Maurici National Park (Lleida).

In the Aigüestortes i Estany de Sant Maurici National Park a technique of photographic detection system of fauna was tried to test if the presence of two carnivores: (stone marten, *Martes foina*, and pine marten, *Martes martes*) can be properly determined. The equipment was an automatic camera with black and white film, a joined electric sensor shotter and systems to reduce as much as possible disturbance of the animal. In some cases, such as *Martes* genus, this technique can apport new knowledge that justify the effort.

Key words: camera, detection, distribution, pine marten, sensor, stone marten.

BIBLIOGRAFÍA

- BANG, P. y P. DAHLSTRÖM (1983). *Huellas y señales de los animales de Europa*. Ediciones Omega, Barcelona.
- BULL, E.L., R.S. HOLTHAUSEN y L.R. BRIGHT (1992). Comparison of 3 techniques to monitor marten. *Wildlife Society Bulletin* 20: 406-410.
- CARTHEW, S.M. y E. SLATER (1991). Monitoring animal activity with automated photography. *J. Wild. Manage.* 55: 689-692.
- FOSTER, M.L. y S.R. HUMPHREY (1995). Use of highway underpasses by Florida panthers and other wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 23: 95-100.
- GOSZCZYNSKI, J. (1976). Composition of the food of martens. *Acta Theriologica* 21: 527-534.
- KUCERA, T.E. y R.H. BARRETT (1993). The Trailmaster® camera system for detecting wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 21: 505-508.

- MACE, R.D., S.C. MINTA, T.L., MANLEY Y K.E. AUNE.(1994). Estimating grizzly bear population size using camera sightings. *Wildlife Society Bulletin* 22: 74-83.
- NAVES, J., A. FERNÁNDEZ, J.F. GARCÍA-GAONA Y C. NORES (1995). Uso de cámaras automáticas para la recogida de información faunística. P. 61. *Resúmenes II Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos, SECEM, Soria.*
- RASPALL, A., M. MATEU Y L. COMAS (1994). Aportació de dades per al coneixement de les comunitats i poblacions dels micromamífers i carnívors al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici i zona perifèrica. *La Investigació al P.N. d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. Ponències de les III Jornades*: 109-135.
- RICE, C.G., T.E. KUCERA Y R.H. BARRETT (1995). Trailmaster® camera system. *Wildlife Society Bulletin* 23: 110-113.

Recibido, 6 febrero 1996; aceptado, 30 septiembre 1996

INDICE ALFABETICO DE AUTORES Y MATERIAS
DOÑANA ACTA VERTEBRATA
Vol. 23

- Alba, J.M. de, artículo, 175
 Alonso, J.C., artículo, 175
Apodemus, 63
 Areas de campeo, 45, 109
Asio, 5
 Dieta, 5
 Baquero, R.A., artículo, 153
 Bermejo, T., artículo, 215
 Biogeografía, 123
 Bosch, M., artículo, 75
 Cahill, S., artículo, 109
 Calzada, J., artículo, 243
Canis, 201
 Dieta, 201
Capreolus, 109
 Area de campeo, 109
 Dispersión, 109
 Radioseguimiento, 109
 Translocación, 109
 Carbonell, R., artículo, 175
 Carnívoros, 189, 215
 Carretero, M.A., artículo, 63
Cervus, 229
 Espermatozoides, 229
 Clavel Pardo, F., artículo, 253
 Coliformes, 75
 Comas Boronat, L., nota, 291
 Corotipo, 123
 Crecimiento, 63
Crocidura, 175
 Fragmentación forestal, 175
 Preferencia hábitat, 175
 Termorregulación social, 17
 Dieta, 5, 21, 83, 143, 201
 Distribución, 91, 123, 165, 253, 283
 Estreptococos, 75
 Fedriani, J.M., artículo, 143
Felis, 153
 Desarrollo craneal, 153
 Fernández-Salvador, R., artículo, 153
 Fernández, A., artículo, 189, 201
 Fortea, L., artículo, 165
 Gallego, L., artículo, 229
 Gaona, J.F., artículo, 189
 García-Perea, R., artículo, 153
 García-Serrano, A., nota, 283
 García Asensio, J.M., artículo, 253
 García, A.J., artículo, 229
 García, F.J., artículo, 175
 Garde, J., artículo, 229
 Garin, I., nota, 283
 Gaviotas, 75
 Gil Sánchez, J.M., artículo, 83
 Gisbert, J., artículo, 153
 González-Esteban, J., artículo, 63
 González Oreja, J.A., artículo, 91
 González Vázquez, J.G., artículo, 91
 Gonsálbez, J., artículo, 63
 Guerrero, J.C., artículo, 123
 Guitián, J., artículo, 215
 Herrero, J., nota, 283
 Insectívoros, 123
 Islas Medes, 75
 Jiménez, J., artículo, 165
Lacerta, 45
 Arenas de campeo, 45
 Sedentarismo, 45
 Selección hábitats, 45
Larus, 75
 López de Carrión, M., artículo, 175
Lynx, 91, 243
 Distribución, 91
 Doñana, 143
 Fragmentación de hábitats,

- Población, 91
 Llana, L., artículo, 201
 Mamíferos, 63, 109, 123, 143, 153, 165, 175, 189, 210, 215, 229, 243, 253, 283, 291
 Atlas, 253
 Cámaras, 189, 291
 Métodos, 189, 291
 Soria, 253
 Marco, A., artículo, 45
Marmota, 283
 Distribución, 283
 Márquez, A.L., artículo, 123
 Marta, 215
 Frugivorismo, 215
Martes, 83, 215
 Dieta, 83
 Martínez-Pereda, J.A., artículo, 21
 Mateu Pijoan, M., nota, 291
 Meijide Calvo, M., artículo, 253
 Meijide Fuentes, F., artículo, 253
 Modelo logístico, 123
 Monedero, C., artículo, 175
 Morfometría, 63
 Muniesa, M., artículo, 75
Mustela, 165
 Distribución, 165
 Naves, J., artículo, 189
 Nores, C., artículo, 189
 Nores, C., artículo, 201
 Ortíz, N., artículo, 229
Oryctolagus, 243
 Palomares, F., artículo, 243
 Palomo, L.J., artículo, 123
 Paracuellos, M., artículo, 33
 Paseriformes, 33
 comunidad, 33
 estacionalidad, 33
 factores ambientales, 33
 Pasquina, A., artículo, 109
 Puchades Lloris, M.C., nota, 99
 Raspall Campadall, A., nota, 291
 Real, R., artículo, 123
 Rosell C., artículo, 109
 Ruiz, R., artículo, 5
Salmonella, 75
 Santos, T., artículo, 175
 Surroca, M., artículo, 165
Testudo, 99
 Reproducción, 99
Tyto, 21
 Alimentación, 21
 Estacionalidad, 21
 Vargas, J.M., artículo, 123
Vulpes, 143, 243, 215

INDICE VOLUMEN XXIII

Volumen XXIII-Nº 1

Junio 1996

- RUIZ, R.: Variaciones geográfica y temporal en la dieta de la lechuza campestre (*Asio flammeus*) en Europa. *Geographical and seasonal variations in the diet of Short-eared owl (Asio flammeus) in Europe* 5
- MARTÍNEZ-PEREDA, J.A.: Variaciones estacionales en la dieta de la lechuza común (*Tyto alba*) en dos nidos de diferente localización. *Seasonal variation in food habits of the Barn Owl (Tyto alba) in two distant sites* 21
- PARACUELLOS, M.: Dinámica anual de la comunidad de Paseriformes en carrizales costeros del sudeste ibérico. *Seasonal variation in the Passerine community in southeastern Iberian coastal reed-beds* 33
- MARCO, A.: Sedentarismo, áreas de campeo y selección de microhábitats en el lagarto verdinegro *Lacerta schreiberi*. *Sedentarism, home ranges and microhabitat selection of the Schreiber's Green Lizard Lacerta schreiberi* 45
- GONZÁLEZ-ESTEBAN, J., J. GOSÁLBEZ y E. CASTIEN: Estudio morfométrico y del crecimiento de *Apodemus sylvaticus*, L., 1758 (Rodentia, Muridae) en el norte de la Península Ibérica. *Morphometric study and growth of the Apodemus sylvaticus, L., 1758 (Rodentia, Muridae) in the north of the Iberian Peninsula* 63
- BOSCH, M. y M. MUNIESA: Las gaviotas patiamarillas (*Larus cachinnans*) de la colonia de las Islas Medes (NE de España) como posibles agentes transmisores de contaminación microbiana. *Yellow-legged Gulls (Larus cachinnans) from the Medes Islands colony as possible transmitting agents of microbial contamination*..... 75
- GIL SÁNCHEZ, J.M.: Dieta de la garduña (*Martes foina* Erxleben, 1777) en una localidad de las sierras Subbéticas de Granada (Sureste de España). *Diet of the Stone Marten Martes foina Erxleben, 1777 in the Sierras Subbeticas of Granada (Southeast Spain)* 83
- GONZÁLEZ OREJA, J.A. y J.G. GONZÁLEZ VÁZQUEZ: Situación del lince ibérico en Sierra de Gata. *Status of the Iberian lynx in Sierra de Gata (West of Spain)* 91

NOTAS

- PUCHADES LLORIS, M.C.: Notas sobre la reproducción de una población semicautiva de tortuga mediterránea *Testudo h. hermanni* en Valencia (E. España). *Some notes on the reproduction of a semicaptive population of Mediterranean Tortoise Testudo h. hermanni in Eastern Spain*..... 99

Volumen XXIII-Nº 2

Diciembre, 1996

Número monográfico de las II Jornadas de la Sociedad Española
para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM)
Soria 7-9 diciembre 1995

ROSELL, C., M.A. CARRETERO, S. CAHILL Y A. PASQUINA: Seguimiento de una reintroducción de corzo (<i>Capreolus capreolus</i>) en ambiente mediterráneo. Dispersión y área de campeo. <i>Monitoring the reintroduction of roe deer (Capreolus capreolus) in a Mediterranean environment. Dispersal and home range</i>	109
REAL, R., A.L. MÁRQUIZ, J.C. GUERRERO, J.M. VARGAS Y J.L. PALOMO: Modelos de distribución de los insectívoros en la Península Ibérica. <i>Distribution patterns of insectivores in the Iberian Peninsula</i>	123
FERRIANI, J.M.: Dieta anual del zorro, <i>Vulpes vulpes</i> , en dos hábitats del Parque Nacional de Doñana. <i>Annual diet of the red fox Vulpes vulpes in two habitats of the Doñana National Park</i>	143
GARCÍA-PÉREZ, R., R.A. BAQUERO, R. FERNÁNDEZ-SALVADOR Y J. GIBBERT: Desarrollo juvenil del cráneo en las poblaciones ibéricas de gato montes, <i>Felis silvestris</i> Schreber, 1777. <i>Development of juvenile skulls in Iberian population of wildcats, Felis silvestris Schreber, 1777</i>	153
JIMÉNEZ, J., J.M. GONZÁLEZ, L. FORTÉA Y M. SURROCA: Presencia y expansión del visón americano (<i>Mustela vison</i>) en las provincias de Teruel y Castellón (Este de España). <i>Presence and expansion of the mink (Mustela vison) in the provinces of Teruel and Castellón (Eastern Spain)</i>	165
ALONSO, C.L., J.M. DE ALBA, R. CARBONELL, M. LÓPEZ DE CARRIÓN, C. MONEDERO, F.G. GARCÍA Y T. SANTOS: Preferencias de hábitat invernal de la musaraña común (<i>Crocidura russula</i>) en un encinar fragmentado de la submeseta norte. <i>Winter habitat preferences of the greater white-toothed shrew Crocidura russula in a fragmented holm oak woodland of northern-central Spain</i>	175
NAVES, J., A. FERNÁNDEZ, J.F. GAONA Y C. NÓRES: Uso de cámaras automáticas para la recogida de información faunística. <i>Use of self-activating cameras to collect faunistic information</i>	189
LLANDEZA, L., FERNÁNDEZ, A. Y CARLOS NORFS: Dieta del lobo en dos zonas de Asturias (España) que difieren en carga ganadera. <i>The diet of the wolf in two areas from Asturias (Spain) with different livestock occurrence</i>	201
BERNEJO, T. Y J. GUITIÁN: Consumo de frutos y dispersión de semillas de serbal (<i>Sorbus aucuparia</i> L.) por zorros y martas en la cordillera cantábrica occidental. <i>Fruity and seed dispersal of rowans (Sorbus aucuparia L.) by carnivorous mammals in the western Cantabrian Range</i>	215
GARDE, J., A.J. GARCÍA, N. ORTIZ Y L. GALLEGOS: Evaluación de espermatozoides obtenidos postmortem en el ciervo. <i>Evaluation of spermatozoa collected from red deer postmortem</i>	229

CALZADA, J. y F. PALOMARES: Frecuencia de aparición de diferentes restos de conejo en excrementos de lince y zorro. <i>Frequency of occurrence of different rabbit remains in lynx and fox faeces</i>	243
MEIJIDE CALVO, M., F.MEIJIDE FUENTES, F.CLAVEL PARDO y J.M.GARCIA ASENSIO: Atlas preliminar de los mamíferos de Soria (España). <i>Preliminary Atlas of mammals of Soria (Spain)</i>	253
NOTAS	
HERRERO J., GARCÍA-SERRANO A., GARIN I.: Censo y distribución de la marmota alpina (<i>Marmota marmota</i>) en Navarra. <i>Census and distribution of the alpine marmot (Marmota marmota) in Navarre</i>	283
RASPALL I CAMPABADAL A., COMAS I BORONAT L., MATEU I PIJOAN M.: Trampeo fotográfico del género <i>Martes</i> en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (Llrida). <i>Photographic detection of the genus Martes in the Aigüestortes i Estany de Sant Maurici National Park (Lleida)</i>	291

NORMAS DE PUBLICACION PARA LOS AUTORES DE DOÑANA ACTA VERTEBRATA

Doñana, Acta Vertebrata considera para publicación artículos originales sobre la biología de los vertebrados. Los manuscritos enviados a la revista no deben haber sido publicados, sometidos o aceptados para publicación en otro lugar.

El material considerado para publicación debe remitirse al Editor, *Doñana, Acta Vertebrata*, Estación Biológica de Doñana, Apartado 1056, 41080 Sevilla, España. Los manuscritos han de enviarse por triplicado, mecanografiados en DIN A4 por una sola cara, a doble espacio y con amplios márgenes (3 cm por cada lado). Los idiomas de la revista son el castellano y el inglés.

Todas las páginas del manuscrito han de ir numeradas correlativamente, cada una en la esquina de arriba a la derecha, empezando por la del Título. Se comenzará una nueva página para cada una de las secciones que se indican abajo, ordenadas de la siguiente manera:

- 1) Título. Nombre y dirección de los autores. Título abreviado (no excederá de 40 caracteres, incluyendo cualquier tipo de marca y espacios en blanco).
- 2) Resumen y Palabras Clave (entre 5 y 10, ordenadas por orden alfabético). Abstract y Key Words (entre 5 y 10, ordenadas por orden alfabético).
- 3) Texto. Agradecimientos (escrito de la forma más concisa posible). Bibliografía.
- 4) Apéndices.
- 5) Tablas (cada una en página separada con su correspondiente encabezamiento).
- 6) Leyendas de las Figuras.
- 7) Figuras.

Se deben proporcionar traducciones al idioma alternativo del usado en el manuscrito para: el título, resumen, encabezamiento de las tablas y leyendas de las figuras. En los textos presentados en castellano, la puntuación decimal se debe expresar mediante una coma, mientras que en los que se presentan en inglés se expresará mediante un punto.

Los manuscritos destinados a la Sección de Notas, sólo requieren resumen (tras Agradecimientos, precediendo a la lista de Bibliografía) en el idioma diferente del que hayan sido escritos; no precisarán título abreviado, pero sí Palabras Clave y Key Words. En lo demás se organizarán igual que los manuscritos de mayor longitud.

Se utilizarán los nombres comunes (en minúsculas) y científicos (subrayados) de las especies cuando se citen por primera vez, tanto en el Resumen y Abstract, como en el texto del artículo. En lo sucesivo, bastará con utilizar uno de los dos, preferiblemente el común.

Las Tablas no deben duplicar el material expuesto en el texto o ilustraciones y han de estar escritas a doble espacio. Las Figuras, en papel de buena calidad, no superarán el tamaño DIN A4 y al realizarlas deben evitarse los trazos finos a fin de que tras su reducción, no pierdan claridad. El rotulado de las figuras con máquinas de escribir no es aceptable; el rotulado será lo suficientemente grande para permitir su lectura tras una reducción de hasta el 70%. Las fotografías serán copias monocromáticas ("blanco y negro") en brillo, en papel de buena calidad y con buen contraste y nitidez; su tamaño será aproximadamente igual al que aparecerá en la publicación. Detrás de cada fotografía se escribirá el nombre del autor con lápiz blanco. Las fotografías no se doblarán e irán protegidas con cubiertas. Las fotografías o dibujos en color no serán publicados, excepto cuando su reproducción sea costeada por el autor; se recomienda que se contacte con el Editor para recibir detalles.

Bibliografía. Cuando se citen referencias en el texto, se mencionarán los apellidos de los autores en el caso de que sean uno o dos, pero sólo el apellido del primero, seguido por "et al." (sin subrayar) cuando sean tres o más. Los nombres de los autores se citarán en el texto como Windell (1978) o (Varela et al. 1978), (nótese que no van en mayúsculas). Si se mencionan artículos de un mismo autor en un mismo año se utilizarán letras minúsculas para distinguirlos (por ejemplo, Belovsky 1984a). En el texto, cuando se cite más de una referencia, se hará por orden cronológico, no alfabético de autores (por ejemplo, Windell 1978, Lythgoe 1979). La lista bibliográfica al final del artículo se ordenará por orden alfabético de autores, estará escrita a doble espacio e incluirá únicamente las referencias bibliográficas que hayan sido mencionadas en el texto. Las referencias se organizarán de la siguiente manera:

Artículo: Varela, J. M., V. Pérez-Mellado y E. de Juana (1978). Nuevos datos sobre la etología de la gaviota de Audouin (*Larus audouinii* Payrandeau). *Ardeola* 25: 71-92.

Capítulo: Windell, J. T. (1978). Digestion and the daily ration of fishes. Pp. 159-183 en Gerking, S. D. (ed.). *Ecology of Freshwater Fish Production*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Libro: Lythgoe, J. N. (1979). *The Ecology of Vision*. Clarendon Press, Oxford.

Los títulos de las revistas se abreviarán de acuerdo con la *World List of Scientific Periodicals*. En caso de duda, es aconsejable mencionar el título completo.

Los artículos que no se ajusten a las Normas de Publicación serán devueltos a los autores para su corrección. Serán proporcionadas gratuitamente 25 separatas a los autores de trabajos publicados en *Doñana, Acta Vertebrata*.



BASES DE DATOS

Consejo Superior de Investigaciones Científicas

- **CIRBIC:** Catálogo colectivo de Libros y Revistas existentes en las bibliotecas del CSIC. Su temática es multidisciplinar.

Volumen Libros: 500.000

Volumen Revistas: 40.000 Referencias

- **ISOC:** Base de datos referencial que recoge y analiza más de 1.600 revistas españolas relativas a Humanidades y Ciencias Sociales. Se subdivide, según las distintas áreas temáticas en:

- ECOSOC (Economía-Sociología-Política)
- ISOC-ARTE (Bellas Artes)
- ISOC-DC (Documentación Científica)
- HISTORIA (Historia-Ciencias Auxiliares)
- JURIDOC (Ciencias Jurídicas)
- LIN-LIT (Lingüística y Literatura)
- PSEDISOC (Psicología-CC. Educación)
- URBISOC (Urbanismo-Geografía)

Volumen: 244.000 Referencias

Crecimiento Anual: 35.000 Referencias

- **IME:** Base de datos referencial que recoge y analiza más de 330 revistas médicas españolas.

Volumen: 166.000 Referencias

Crecimiento Anual: 10.500 Referencias

- **ICYT:** Base de datos referencial que recoge y analiza más de 600 publicaciones periódicas españolas, dentro de los campos de la Ciencia y la Tecnología.

Volumen: 93.000 Referencias

Crecimiento Anual: 8.000 Referencias

- **AMÉRICA LATINA**

Volumen: 20.000 Referencias

Crecimiento Anual: 1.500 Referencias

- **Datos enero 1996**

**Para información y suscripciones: CENTRO DE INFORMACIÓN
Y DOCUMENTACIÓN CIENTÍFICA (CINDOC)
SERVICIO DE DISTRIBUCIÓN DE BASES DE DATOS**

Joaquín Costa, 22

28002 MADRID

Teléfono: (91) 563 54 82 / 87 / 88

Fax: (91) 564 26 44

Correo Electr. SDI @ CTI.CSIC.ES

(Continuación del Índice)

GARDE, J., A.J. GARCÍA, N. ORTÍZ Y L. GALLEGU.: Evaluación de espermatozoides obtenidos postmortem en el ciervo. <i>Evaluation of spermatozoa collected from red deer postmortem</i>	229
CALZADA, J. Y F. PALOMARES: Frecuencia de aparición de diferentes restos de conejo en excrementos de lince y zorro. <i>Frequency of occurrence of different rabbit remains in lynx and fox faeces</i>	243
MEJIDE CALVO, M., F.MEJIDE FUENTES, F.CLAVEL PARDO Y J.M.GARCÍA ASENSIO: Atlas preliminar de los mamíferos de Soria (España). <i>Preliminary Atlas of mammals of Soria (Spain)</i>	253
NOTAS	
HERRERO J., GARCIA-SERRANO A., GARIN I.: Censo y distribución de la marmota alpina (<i>Marmota marmota</i>) en Navarra. <i>Census and distribution of the alpine marmot (Marmota marmota) in Navarre</i>	283
RASPALL I CAMPABADAL A., COMAS I BORONAT L., MATEU I PUJOAN M.: Trampeo fotográfico del género <i>Martes</i> en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (Lleida). <i>Photographic detection of the genus Martes in the Aigüestortes i Estany de Sant Maurici National Park (Lleida)</i>	291

INDICE

Número monográfico de las II Jornadas de la Sociedad Española
para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM)
Soria 7-9 diciembre 1995

DOÑANA ACTA VERTEBRATA

ISSN: 0210-5985

NIPO: 179-97-040-9

23 (2) 109 - 296, 1996

ROSELL, C., M.A. CARRETERO, S. CAHILL Y A. PASQUINA: Seguimiento de una reintroducción de corzo (<i>Capreolus capreolus</i>) en ambiente mediterráneo. Dispersión y área de campeo. <i>Monitoring the reintroduction of roe deer (Capreolus capreolus) in a Mediterranean environment. Dispersal and home range</i>	109
REAL, R., A.L. MÁRQUEZ, J.C. GUERRERO, J.M. VARGAS Y J.L. PALONIO: Modelos de distribución de los insectívoros en la Península Ibérica. <i>Distribution patterns of Insectivores in the Iberian Peninsula</i>	123
FEDRIANI, J.M.: Dieta anual del zorro, <i>Vulpes vulpes</i> , en dos hábitats del Parque Nacional de Doñana. <i>Annual diet of the red fox Vulpes vulpes in two habitats of the Doñana National Park</i>	143
GARCIA-PEREZ, R., R.A. BAQUERO, R. FERNÁNDEZ-SALVADOR Y J. GISBERT: Desarrollo juvenil del cráneo en las poblaciones ibéricas de gato montes, <i>Felis silvestris</i> Schreber, 1777. <i>Development of juvenile skulls in Iberian population of wildcats, Felis silvestris Schreber, 1777</i>	153
JIMENEZ, J., J.M. GONZÁLEZ, L. FURTEA Y M. SURROCA: Presencia y expansión del visón americano (<i>Mustela vison</i>) en las provincias de Teruel y Castellón (Este de España). <i>Presence and expansion of the mink (Mustela vison) in the provinces of Teruel and Castellón (Eastern Spain)</i>	165
ALONSO, C.L., J.M. DE ALBA, R. CARBONELL, M. LÓPEZ DE CARRIÓN, C. MONEDERO, F.G. GARCIA Y T. SANTOS: Preferencias de hábitat invernal de la musaraña común (<i>Crocidura russula</i>) en un encinar fragmentado de la submeseta norte. <i>Winter habitat preferences of the greater white-toothed shrew Crocidura russula in a fragmented holm oak woodland of northern-central Spain</i>	175
NAVES, J., A. FERNÁNDEZ, J.F. GAONA Y C. NORES: Uso de cámaras automáticas para la recogida de información faunística. <i>Use of self-activating cameras to collect faunistic information</i>	189
LLANEZA, L., FERNÁNDEZ, A. Y CARLOS NORES.: Dieta del lobo en dos zonas de Asturias (España) que difieren en carga ganadera <i>The diet of the wolf in two areas from Asturias (Spain) with different livestock occurrence</i>	201
BERNARDI, T. Y J. GUTIÁN: Consumo de frutos y dispersión de semillas de serbal (<i>Sorbus aucuparia</i> L.) por zorros y martas en la cordillera cantábrica occidental. <i>Fruitory and seed dispersal of rowans (Sorbus aucuparia L.) by carnivorous mammals in the western Cantabrian Range</i>	215

(Continúa en interior de contraportada)

