

# DOÑANA

## ACTA VERTEBRATA

VOL. 24- Nº 1-2

DICIEMBRE 1997

EICHADO

22 JUL 1986

ESTACION BIOLÓGICA  
DE DOÑANA



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 24 (1-2) de la revista. Con un asterisco se indica quiénes evaluaron dos o más artículos.

T. Abaigar, J. Aguilar\*, E. Aguilera, C. Alados, F. Álvarez, J.F. Beltrán\*, C. Bravo, J. Bustamante\*, J. Cabot, R. Cárdenas, M.A. Carretero, E. Castián, L. Costa, P. Cuartas, J. Cuervo, M. Delibes\*, M. Díaz\*, J. Doadrio, J. Donázar\*, B. Elvira, J. Guitián, C. Herrera, P. Herrero, F. Hiraldo, C. Ibáñez, P. Jordano\*, M. Muñoz, J.J. Negro, C. Nores, F. Palomares, V. Pérez Mellado, I. Ruiz Martín, J.M. Rey, A. Rodríguez, C. San José, T. Santos, M. Soler, R. Soriguer\*, J.L. Tellería, A. Travaini.

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 24, N° 1-2

Sevilla, 1997

Con el volumen 24 concluimos la edición de **DOÑANA ACTA VERTEBRATA**. En este último número queremos resaltar nuestro agradecimiento a todos aquellos que han hecho posible la publicación de la revista durante estos 24 años.

A los autores, evaluadores, suscriptores, secretarios de redacción, los anteriores editores, al personal de la biblioteca de la Estación Biológica de Doñana que se encargó de la distribución, y a todos los organismos que han participado en la financiación de la revista. A todos, nuestro más sincero agradecimiento.

La publicación del volumen 24 (1 y 2) ha sido parcialmente financiada con fondos de la Junta de Andalucía

# ALIMENTACIÓN DE LA LAGARTIJA COLILARGA, *PSAMMODROMUS ALGIRUS* (L) (SAURIA, LACERTIDAE), EN EL LITORAL DE HUELVA (SO ESPAÑA).

JUAN CARLOS PÉREZ-QUINTERO<sup>1</sup> Y  
JUAN CARLOS RUBIO-GARCÍA<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Departamento de Ciencias Agroforestales, Facultad de Humanidades y Ciencias de la Educación, Universidad de Huelva. Avda. Fuerzas Armadas s/n, 21007 Huelva (España).*

<sup>2</sup>*Paraje Natural Marismas del Odiel, Consejería de Medio Ambiente. Centro de Recepción de Calatilla, carretera de las Islas km 3. Apdo. de Correos 720, Huelva (España).*

## RESUMEN

Se analiza la ecología trófica de la lagartija colilarga, *Psammodromus algirus* (L), en cuatro localidades de la costa de Huelva (SO de España) en base al estudio de 324 ejemplares (182 adultos, 121 subadultos y 21 juveniles). La dieta está basada en el consumo de artrópodos entre los que destacan Coleoptera, Araneae, Formicidae y Diptera. Los adultos seleccionan activamente Coleoptera y los juveniles Formicidae; las tallas, básicas y constantes, de las presas oscilan entre 0,1-10,0 mm, siendo el intervalo 2,1-6,0 mm el más importante; los individuos juveniles consumen menos presas y de menor tamaño que los adultos. El solapamiento intersexual en adultos es muy elevado. En las cuatro localidades la lagartija colilarga muestra estrategias alimentarias semejantes, siendo los gasterópodos un grupo de presas básicas en las arenas del Rompido.

*Palabras clave:* Dieta, Ecología trófica, Huelva, Lacertidae, *Psammodromus algirus*.

## ABSTRACT

### *Feeding of Psammodromus algirus (L.) (Sauria, Lacertidae) in coastal areas of Huelva (SW Spain).*

The diet of *Psammodromus algirus* (L) was studied in four localities of Huelva coast (SW Spain). 324 stomach contents were analyzed (182 adults, 121 subadults and 21 juveniles). The main prey groups found were Coleoptera, Araneae, Formicidae and Diptera. Adults selected Coleoptera while juveniles mainly fed on Formicidae. Prey size distribution ranged from 0.1 to 10.0 mm and the preys in 2.1-6.0 mm interval were the most frequently consumed. Juveniles ate less and smaller preys than adults. Male-female diet overlap in adults was very high. In all localities *Psammodromus algirus* showed similar food strategies, gastropoda being basic preys in "El Rompido".

*Key words:* Diet, Huelva, Lacertidae, *Psammodromus algirus*, Trophic ecology.

## INTRODUCCIÓN

La lagartija colilarga, *Psammodromus algirus* (L), es un lacértido que se distribuye a lo largo de la Península Ibérica asociado a cobertura arbustiva o a sustratos abiertos (Salvador 1985, Barbadillo 1987), en la provincia de Huelva presenta una cobertura del 90% de su superficie y se encuentra en la mayoría de hábitats posibles a lo largo de su geografía (González de la Vega 1988, Pérez-Quintero 1990).

El comportamiento alimentario de *Psammodromus algirus* en la Península Ibérica es marcadamente eurífago. La ecología trófica de esta especie ha sido ampliamente estudiada en la península, fundamentalmente en localidades continentales de la zona centro de España (Pérez-Mellado 1982, Pollo y Pérez-Mellado 1988, 1991, Díaz y Carrascal 1990, 1993, Gil 1992) y algo menos en áreas litorales mediterráneas (Valverde 1967, Seva 1982, 1984, Carretero 1993, Carretero y Llorente 1993). La mayoría de los análisis coinciden en que la lagartija colilarga es un generalista alimentario que consume fundamentalmente artrópodos, atendiendo a características morfológicas y espacio-temporales del predador. En este estudio se analiza la alimentación de *P. algirus* en cuatro enclaves protegidos del litoral de Huelva (flecha del Rompido, Enebrales de Punta Umbria, Cascajera y dunas del Asperillo) caracterizados por la uniformidad del sustrato y poca variabilidad en la vegetación (Pérez-Quintero 1995a); se pretende contribuir al conocimiento de la dimensión trófica global y por clases de tallas de esta especie en arenales costeros, caracterizar las dietas locales en función de las presas básicas y constantes, tipificar los cambios estacionales y analizar las relaciones entre disponibilidad de recursos y abundancia de presas en contenidos estomacales.

## ÁREA DE ESTUDIO

Las cuatro zonas elegidas en el estudio tienen en común su situación litoral, así como su inclusión en espacios protegidos. En los cuatro casos se trata de sistemas dunares de diferente antigüedad y origen, con características evolutivas peculiares, asociados a la activa dinámica geomorfológica de la costa onubense (Figura 1).

La flecha del Rompido (UTM 29SPB645205) está formada por sucesivos cordones embrionarios de dunas que siguen las escamas de crecimiento de la flecha, dejando en su interior depresiones en forma de corrales y pasillos de deflacción batidos por el viento y, en las cercanías del río Piedras, marismas bajas sometidas a encharcamientos frecuentes por las mareas altas. Su vegetación, rala y dispersa, se caracteriza por especies colonizadoras como el barrón (*Ammophila arenaria*), acompañado de otras características de sistemas embrionarios de dunas entre las que destaca *Diotis maritima*.

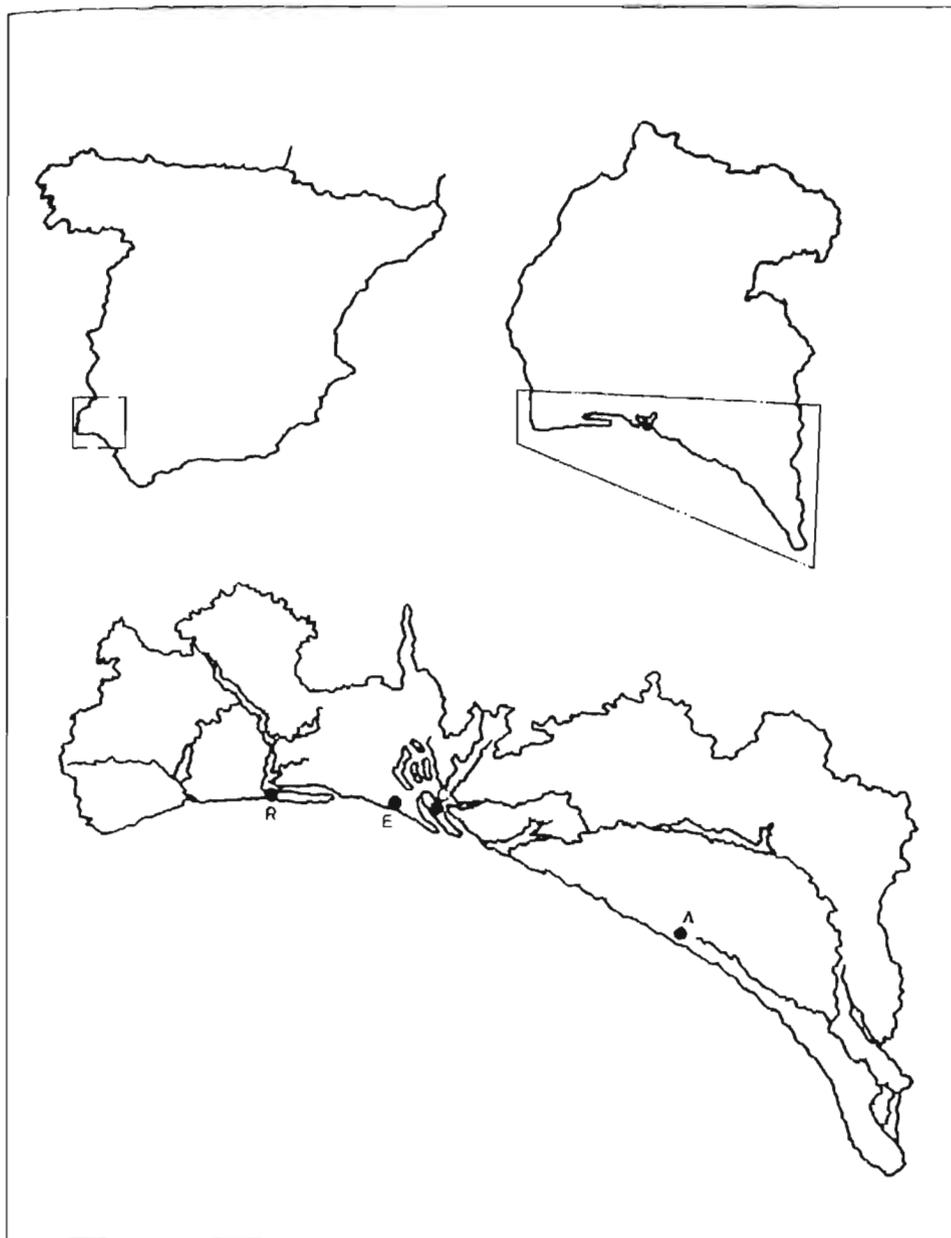


Figura 1. Área de estudio. C: Cascajera, R: Flecha del Rompido, E: Enebrales de Punta Umbría, A: Asperillo

*Study area. C: Cascajera, R: Flecha del Rompido, E: Enebrales de Punta Umbría, A: Asperillo*

El Paraje Natural de los Enebrales de Punta Umbría (UTM 29SPB771185) está constituido por un sistema dunar consolidado, con presencia abundante de *Ammophila arenaria* y especies acompañantes como *Euphorbia paralias*, *Eryngium maritimum*, *Crucianella maritima*, etc. en los cordones embrionarios, mientras que en las dunas más estabilizadas se presenta una densa vegetación caracterizada por un pinar de repoblación con sotobosque de sabinas (*Juniperus turbinata*) y matorral xerofítico acompañante como el romero (*Rosmarinus officinalis*), *Cytisus grandiflorus*, etc. Entre los pinos aparecen más de trescientos ejemplares arbóreos de enebros (*Juniperus macrocarpa*), de carácter relicto, que representan al bosque original de esta franja litoral, hoy prácticamente desaparecido.

La Cascajera (UTM 29SPB845168) es un gancho arenoso en el que se presenta un pinar de crecimiento subespontáneo con un matorral densísimo compuesto por numerosas especies de carácter noble entre las que destacan *Arbutus unedo*, *Phyllirea angustifolia*, *Pistacea lentiscus*, etc. Entre los pinos aparecen con gran densidad *Juniperus turbinata*, algunos ejemplares con desarrollo arbóreo.

Las dunas del Asperillo (UTM 29SQB142003) son una formación arenosa de carácter fósil que, en algunos puntos, supera los 100 m de altura sobre el nivel del mar. La vegetación fundamental es un pinar de repoblación de *Pinus pinea* en el que aparecen bosquetes de sabinas y ejemplares aislados de enebro, sobre todo en las inmediaciones del acantilado; el matorral es ralo y disperso, abundando *Halimium halimifolium* y *Corema album*. En las cárcavas que disecan el acantilado existen surgencias de agua dulce que condicionan una abundante y densa vegetación freatofítica.

En las tres primeras zonas la lagartija colilarga convive en simpatria con la lagartija cenicienta (*Psammodromus hispanicus*) y en el Asperillo con la lagartija coliroja (*Acanthodactylus erythrurus*).

## MATERIAL Y MÉTODOS

Se han estudiado 324 individuos (182 adultos, 101 machos y 81 hembras, 121 subadultos y 21 juveniles) de *P. algirus*, capturados en campañas mensuales durante el periodo enero 1992-enero 1993. En el campo eran sacrificados con cloroformo, inyectado el abdomen con etanol de 70° y conservados en dicho líquido, en el laboratorio se midió la longitud cabeza-cuerpo de cada ejemplar con un calibrador de 0,05 mm de precisión; este material se utilizó no sólo en análisis de alimentación sino en estudios de biometría y reproducción.

La estima de la disponibilidad de presas sólo ha podido ser estudiada en dos localidades: flecha del Rompido y Asperillo, situando cada mes, a lo largo del ciclo de actividad de la especie y durante 24 horas, diez planchas de 20 x 20 centímetros impregnadas en pegamento Tanglefoot® a intervalos de 5

metros en las zonas de muestreo (Pérez-Quintero 1987, Argüello 1990, Guerrero *et al* 1990). Las presas encontradas fueron determinadas a nivel de orden y medidas con ocular micrométrico de 0,05 mm de precisión. Este tipo de trampas de paso estima la disponibilidad de artrópodos en superficie, hay que matizar, no obstante, que con la metodología utilizada se capturan tanto artrópodos "disponibles" para las lagartijas como otros, de actividad nocturna, no estrictamente disponibles.

El estómago fue el único segmento del aparato digestivo considerado (Seva 1982, Carretero y Llorente 1993). Las muestras fueron analizadas como se indicó para las trampas. El análisis de la dieta se ha realizado estudiando la proporción de cada presa en el total de presas (%N) y de estómagos analizados (%F). La diversidad trófica se ha medido utilizando el índice de Levins (Levins 1968):  $B = 1/\sum p_i^2$ ,  $p_i$  = proporción de individuos utilizando el recurso  $i$ . El solapamiento ha sido calculado empleando la expresión de Pianka (Pianka 1973):  $Q_{jk} = \sum p_{ij}p_{ik} / \sum p_{ij}^2 \sum p_{ik}^2$ ,  $p_{ij}$  = proporción del recurso  $i$  respecto del total de recursos utilizados por la especie  $j$  y  $p_{ik}$  = proporción del recurso  $i$  respecto del total de recursos utilizados por la especie  $k$ . La electividad fue evaluada según el índice de Ivlev (Ivlev 1961):  $E = P_i - Q_i / P_i + Q_i$ , donde  $P_i$  = proporción del grupo  $i$  en la dieta y  $Q_i$  = Proporción del grupo  $i$  en el medio.

Para cuantificar la semejanza entre los regímenes alimenticios en las cuatro zonas se ha utilizado el índice de similitud  $H's$  (Brunet-Lecomte y Delibes 1984):  $H's = 1 - H'b$ , donde  $H'b = H'_{(1+2)} - 0.5 (H'_1 + H'_2)$ , siendo  $H' = -\sum p_i \lg p_i$  (función de Shannon) y 1 y 2 las muestras consideradas.

Seguendo a Ruprech (1979), se han considerado presas básicas las que superan el 20% de presencia, constantes entre 5 y 20%, suplementarias entre 1 y 5% y ocasionales menos del 1%. A efectos de estudio estacional, se han considerado los siguientes intervalos mensuales: invierno (enero-marzo), primavera (abril-junio), verano (julio-septiembre) y otoño (octubre-diciembre) y la siguiente distribución en el número de presas estudiadas: 277 en invierno, 1231 en primavera, 958 en verano y 580 en otoño.

## RESULTADOS

### 1.-DISPONIBILIDAD TRÓFICA

#### a) *Rompido*

Se han capturado 4966 invertebrados repartidos en tres categorías: insectos (84,1 %), arácnidos (15,2 %) y moluscos (0,02 %), ver Tabla 1. Sólo se ha encontrado un tipo de presa básica (Diptera). La captura de presas básicas y constantes sufre una acusada estacionalidad (Figura 2a),  $\chi^2 = 127,1$ ,  $p < 0,01$  encontrándose grupos de presas con máximos en primavera (Heteroptera e

Hymenoptera), en verano (Homoptera, Diptera, Formicidae y Coleoptera) o en invierno-primavera (Araneae). El tamaño de las presas capturadas en las trampas oscila alrededor de un intervalo básico, 4,1-8,0 mm, con una distribución de tallas constantes entre 2,1 y 14,0 mm (ver Tabla 1).

TABLA 1

Abundancia e intervalos de tamaños (mm) de artrópodos en las trampas.

Abundancia:  $\bar{x}$  = Número medio de presas por trampa; Tamaños:  $\bar{X}$  = Tamaño medio, Sd = Error estándar. % N = Abundancia relativa, B = Índice de Levins.

*Abundance and prey size classes (mm) in traps. Abundance:  $\bar{X}$  = Mean number of preys per trap; Sd = Standard error. % N = Relative abundance, B = Levins' index.*

	ROMPIDO %N	ASPERILLO %N	INTERVALO DE TAMAÑO (mm)
OPILIONIDA	-1,9	0,4/5,1	0-2,0
ACARI	3,4/17,8	3,0/13,9	2,1-4,0
ARANEAE	11,8/25,9	15,6/17,2	4,1-6,0
SOLIFUGA	-/23,8	0,02/14,7	6,1-8,0
CHILOPODA	-/9,9	0,08/16,7	8,1-10,0
COLLEMBOLA	0,9/8,3	5,3/3,8	10,1-12,0
ODONATA	0,1/5,7	0,1/6,3	12,1-14,0
ORTHOPTERA	0,6/3,4	1,1/9,6	14,1-16,0
PHASMIDA	-/0,5	0,1/4,5	16,1-18,0
DERMAPTERA	0,1/1,6	-/2,7	18,1-20,0
EMBIOPTERA	0,1/-	-/1,8	20,1-22,0
DYCTIOPTERA	-/-	0,03/2,0	22,1-24,0
ISOPTERA	-/0,5	0,02/0,5	24,1-26,0
HOMOPTERA	9,2/-	4,4/-	26,1-28,0
HETEROPTERA	6,3/0,1	5,2/0,2	28,1-30,0
NEUROPTERA	0,02/-	0,4/-	30,1-32,0
LEPIDOPTERA	3,5/-	4,3/0,07	32,1-34,0
DIPTERA	30,9/-	31,9/0,1	34,1-36,0
SYPHONAPTERA	-/-	0,01/-	36,1-38,0
HYMENOPTERA	9,3/-	11,7/0,02	38,1-40,0
FORMICIDAE	9,3/-	8,7/-	40,1-42,0
COLEOPTERA	13,8/-	6,7/0,04	42,1-44,0
GASTROPODA	0,02/-	-/0,02	44,1-46,0
R	0,062/0,056	0,061/0,083	
Nº Trampas	120	120	
Nº Presas	4966	8710	
Min/Max	13/147	9/189	
$\bar{X}$ Abundancia	53,4	91,3	
Nº Presas medidas	674	4178	
$\bar{X}$ (Tamaño mm)	7,21	8,63	
Sd (tamaño)	4,02	5,72	

## b) Asperillo

Se han capturado 8710 presas repartidas en tres categorías: insectos (80,0 %), arácnidos (19 %) y quilópodos (0,02 %), ver Tabla 1; al igual que en la anterior zona, los dípteros han sido el único tipo de presa básica. Se han observado, igualmente, cambios estacionales en las capturas (Figura 2b),  $\chi^2=103,21$   $p<0,01$ . Todos los grupos de presas alcanzan el máximo en verano excepto las arañas que siguen una evolución ascendente con pico en invierno. No se han encontrado tamaños básicos en las capturas, el intervalo de tallas constantes oscila entre 0-16,0 mm (ver Tabla 1).

## 2.- DIETA GLOBAL

Se han encontrado 3740 presas repartidas en 29 categorías, de las que se han medido 1377. La dieta de la lagartija colilarga está basada en el consumo de artrópodos (92,4 % del total de presas), se han encontrado algunas fibras vegetales, semillas y granos de arena ingeridos, probablemente, con las presas. De los 29 tipos de presas encontrados (Tabla 2) sólo 8 son de presencia constante en la dieta general: Coleoptera, Araneae, Heteroptera, Díptera, Homoptera, Formicidae, Hymenoptera y Acari (juntos constituyen el 80 % del total de presas). En general dichas categorías aparecen en la dieta de las distintas clases de edad como presas constantes, sin embargo adultos y juveniles seleccionan dos taxones básicos: Coleoptera y Formicidae, respectivamente, ambos con una frecuencia de aparición del 100 %; esta tendencia a la especialización trófica es gradual y por ello la clase de los subadultos aparece como la más ecléctica y de transición hacia el incremento del consumo de hormigas en los juveniles y de escarabajos en los adultos.

La similaridad en la dieta entre las distintas clases de tamaño es elevada (adultos-subadultos  $Q = 0,96$ , adultos-juveniles  $Q = 0,79$ , subadultos-juveniles  $Q = 0,87$ ), las diferencias más notables radican en un incremento en el consumo de coleópteros, himenópteros y hemípteros con el tamaño de la lagartija mientras que la contribución de formícidos, dípteros, ácaros y gasterópodos lo hace en proporción inversa (Tabla 2). En los adultos el solapamiento es muy elevado ( $Q = 0,99$ ), no habiéndose encontrado un consumo diferencial de presas entre ellos.

Se han observado diferencias estacionales en la dieta referida a las presas básicas y constantes (Figura 3):  $\chi^2 = 143,55$ ,  $p<0,01$ ; todos los pares de estaciones presentaron diferencias significativas, incluso aquellos que por proximidad temporal y distribución de presas podrían presentar mayor similitud (primavera-verano,  $\chi^2 = 33,62$ ,  $p<0,01$ ; otoño-invierno,  $\chi^2 = 46,67$ ,  $p<0,01$ ). En general, todas las presas siguen una acusada estacionalidad que alcanza los máximos entre abril y septiembre y los mínimos entre diciembre y enero, la diversidad trófica estacional oscila entre 0,1437 (verano) y 0,2087

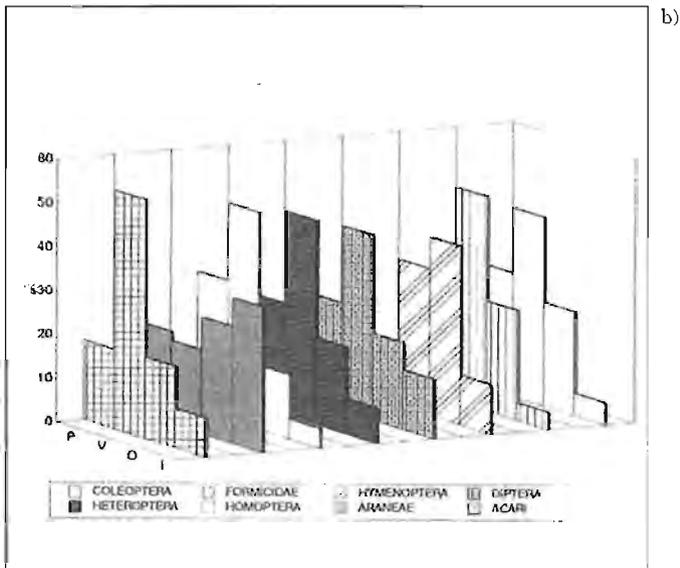
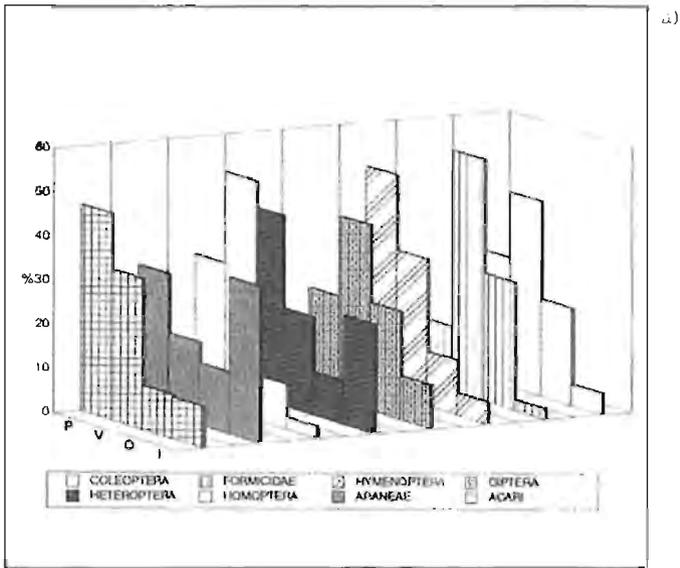


Figura 2. Variación estacional de las presas básicas y constantes en trampas: a) Rompido, b) Asperillo.

*Seasonal variation of basic and constant preys in traps. a) Rompido, b) Asperillo.*

TABLA 2

Composición taxonómica de la dieta de *P. algirus* en el litoral de Huelva y en las diferentes clases de talla y sexo.  $\bar{x}$ : número medio de presas por individuo; %N: abundancia relativa; %F: frecuencia relativa; B: índice de Levins.

*Taxonomic composition of the diet of P. algirus in Huelva coast and in different age and sex classes.  $\bar{x}$ : mean number of preys per lizard; %N: relative abundance; %F: relative incidence; B: Levins' index.*

	ADULTOS				SUBADULTOS		JUVENILES		TOTAL	
	%N	%F	%N	%F	%N	%F	%N	%F	%N	%F
SCORPIONIDA	-	-	0,9	1,2	-	-	-	-	0,02	0,3
OPILIONIDA	0,7	6,8	0,7	6,1	0,9	7,4	0,4	4,7	0,8	6,1
ACARI	3,4	20,5	3,0	19,7	6,4	49,5	9,1	66,6	4,6	41,3
ARANEAE	11,6	42,1	11,5	48,1	13,9	100	11,9	100	12,4	100
SOLIFUGA	0,7	6,8	0,7	6,1	0,2	2,4	-	-	0,5	6,4
ISOPODA	1,0	10,7	1,1	11,1	0,3	3,3	0,4	4,7	0,7	6,7
DIPLOPODA	0,5	5,8	0,5	7,4	0,6	5,7	-	-	0,5	4,3
CHILOPODA	0,3	2,9	1,0	11,1	0,3	2,4	-	-	0,4	2,4
TYSANURA	0,1	1,9	-	-	0,07	0,8	-	-	0,08	0,9
COLLEMBOLA	1,2	6,8	1,1	7,4	0,5	3,3	0,9	4,7	0,9	4,6
ODONATA	1,0	8,8	1,2	11,1	0,4	4,9	0,4	4,7	0,8	8,6
ORTHOPTERA	2,9	18,6	2,7	25,9	0,9	8,2	-	-	2,1	21,2
PHASMIDA	0,6	5,8	0,6	6,1	0,5	2,4	0,4	4,7	0,6	4,3
DERMAPTERA	0,5	5,8	1,1	9,8	0,5	4,1	-	-	0,6	4,6
EMBIOPTERA	-	-	-	-	0,3	4,1	0,4	4,7	0,1	1,8
DYCTIOPTERA	0,5	6,8	1,2	13,5	0,8	5,7	0,4	4,7	0,6	5,2
ISOPTERA	0,7	6,8	0,2	2,4	0,5	4,9	2,7	14,2	0,6	5,2
HOMOPTERA	10,7	41,1	8,6	41,9	7,8	69,4	7,7	57,1	9,0	85,8
HETEROPTERA	11,2	53,9	10,4	45,6	10,2	95,8	7,3	47,6	10,5	95,0
NEUROPTERA	0,2	2,9	0,4	4,9	2,2	19,0	-	-	0,9	9,2
LEPIDOPTERA	1,9	14,7	2,1	18,5	1,1	10,7	-	-	1,6	16,3
DIPTERA	10,2	40,1	10,6	41,9	8,9	82,6	12,8	100	10,0	93,5
SYMPHYPTERA	0,8	0,9	0,2	1,2	1,8	16,5	0,4	4,7	0,7	7,7
HYMENOPTERA	6,8	32,3	6,5	37,0	3,9	34,7	3,6	19,0	5,5	56,4
FORMICIDAE	5,1	23,5	5,8	32,0	9,7	95,0	22,4	100	7,9	77,1
COLEOPTERA	21,4	58,8	21,2	55,5	19,1	100	11,9	100	20,2	100
LARVAE	2,2	18,6	3,0	25,9	4,4	42,1	1,3	9,5	3,1	30,8
GASTROPODA	2,9	16,6	3,3	23,4	2,5	19,0	4,5	42,8	3,0	27,7
ANNELIDA	0,2	2,9	0,9	1,2	0,1	1,6	-	-	0,1	1,8
B	0,095		0,099		0,100		0,084		0,100	
Nº Individuos	101		81		121		21		324	
Nº Presas	1170		1086		1266		218		3740	
X	11,9		12,4		10,4		10,3		11,5	
Min/Max	4/72		3/107		1/61		1/21		1/107	

(invierno); el 71,5 % de las presas se capturan en primavera-verano y es en estas estaciones cuando determinados taxones aumentan su presencia en la dieta coincidiendo con su mayor abundancia en el medio (ver más adelante): el 40 % de los arácnidos y el 45 % de los hemípteros e himenópteros no fórmicidos son consumidos en primavera y el 50 % de las hormigas y el 45 % de los ácaros en verano, durante el invierno la lagartija colilarga basa su dieta, casi exclusivamente, en el consumo de arañas, coleópteros y heterópteros.

El tamaño de las presas difiere marcadamente entre las distintas clases de talla, ANOVA,  $F=139,7$ ,  $p<0,01$ ; la longitud media de las presas y el rango de los tamaños de las mismas fueron mayores en los adultos (Tabla 3). Estos mantienen un intervalo básico de tamaño de presas entre 4,1-6,0 mm, mientras que subadultos y juveniles seleccionan activamente rangos de 2,1-6,0 y 0-4,0 mm, respectivamente. La similitud en el tamaño de presas consumidas es, por tanto, muy elevada entre adultos y subadultos ( $Q = 0,85$ ) y entre

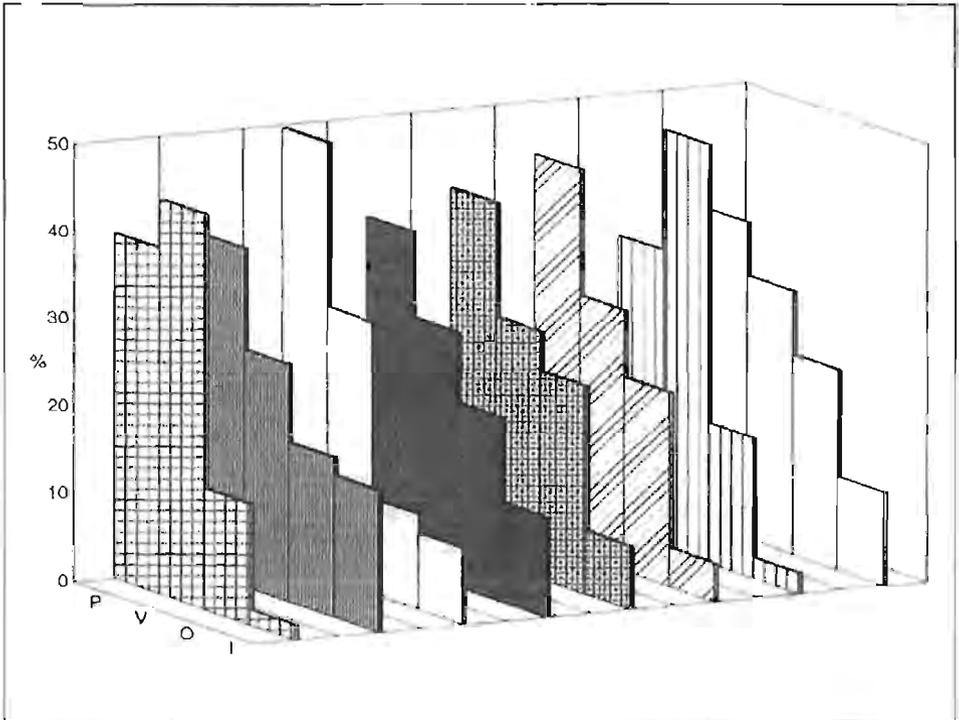


Figura 3. Variación estacional de las presas básicas y constantes en la dieta global de *P. algirus*. Tramas como en Figura 2. P: primavera, V: verano, O: otoño, I: invierno.

*Seasonal variation of basic and constant preys in the diet of P. algirus. Legend in Figure 2. P: spring, V: summer, O: autumn, I: winter. (See Fig 2 for bar keys).*

subadultos y juveniles ( $Q = 0,91$ ) y poco considerable entre adultos y juveniles ( $Q = 0,59$ ); las dietas de machos y hembras adultos son, desde el punto de vista de los tamaños consumidos, virtualmente idénticas ( $Q = 0,98$ , ANOVA  $F = 5,42$ ,  $p > 0,01$ ).

### 3.-VARIACIÓN GEOGRÁFICA DE LA DIETA

Las cuatro zonas comparten similar composición taxonómica y porcentual (Tabla 4), en dos de ellas, Cascajera y Rompido, aparecen los coleópteros como presas básicas, en el resto (y en las mencionadas) las presas constantes guardan una proporción semejante. Hay que destacar la presencia de un número importante de gasterópodos (Mollusca, Helicidae) de la especie *Theba pisana*, muy abundante entre la vegetación y con patrones de agrupamiento

TABLA 3

Intervalos de tamaños (mm) de las presas en la dieta de *P. algirus* en el litoral de Huelva y en las diferentes clases de edad y sexo.  $\bar{x}$ : tamaño medio de las presas; %N: abundancia relativa; %F: frecuencia relativa; B: índice de Levins.

*Prey size classes in the diet of P. algirus in Huelva coast and in different age and sex classes.*  
 $\bar{x}$ : mean prey size; %N: relative abundance; %F: relative incidence; B: Levins' index.

	ADULTOS				SUBADULTOS		JUVENILES		TOTAL	
	%N	%F	%N	%F	%N	%F	%N	%F	%N	%F
0-2,0	6,2	18,8	4,0	9,8	17,0	33,0	31,6	100	15,5	24,6
2,1-4,0	15,6	52,4	14,5	38,2	30,8	68,5	44,5	100	26,3	57,0
4,1-6,0	28,6	95,0	25,4	82,7	26,4	67,7	15,8	100	23,9	75,9
6,1-8,0	20,3	60,3	19,3	51,8	8,5	8,2	2,8	33,3	12,6	37,9
8,1-10,0	15,6	39,6	16,2	44,4	7,9	4,9	1,7	19,0	10,2	27,4
10,1-12,0	2,0	2,9	5,7	11,1	0,5	1,6	2,0	23,8	2,4	6,1
12,1-14,0	2,6	3,9	6,1	13,5	2,3	2,4	0,2	4,7	2,6	6,1
14,1-16,0	3,9	3,9	2,7	4,9	1,7	3,3	0,8	14,2	2,3	5,2
16,1-18,0	0,5	1,9	1,6	2,4	1,4	2,4	0,2	4,7	0,9	2,7
18,1-20,0	1,5	1,9	1,0	1,2	0,5	1,6	-	-	0,7	3,0
20,1-22,0	0,2	0,9	0,6	1,2	1,1	0,8	-	-	0,5	0,9
22,1-24,0	0,7	1,9	0,3	1,2	-	-	-	-	0,3	1,2
24,1-26,0	0,7	0,9	-	-	-	-	-	-	0,2	0,9
26,1-28,0	0,2	0,9	0,6	2,4	1,1	1,6	-	-	0,5	1,2
28,1-30,0	0,7	1,9	0,6	1,2	-	-	-	-	0,3	1,2
30,1-32,0	-	-	0,3	1,2	-	-	-	-	0,07	0,3
32,1-34,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
34,1-36,0	-	-	0,3	1,2	-	-	-	-	0,07	0,3
B	0,056		0,062		0,048		0,030		0,055	
Nº Individuos	101		81		121		21		324	
Nº Medidas	384		295		340		348		1377	
$\bar{X}$	7,43		4,09		5,51		3,60		6,11	

TABLA 4

Composición taxonómica de la dieta de *P. algirus* en las diferentes zonas.  $\bar{x}$ : número medio de presas por individuo; %N: abundancia relativa; %F: frecuencia relativa; B: índice de Levins.

*Taxonomic composition of the diet of P. algirus in different localities.  $\bar{x}$ : mean number of preys per lizard; %N: relative abundance; %F: relative incidence; B: Levins' index.*

	CASCAJERA		ROMPIDO		ENEBRALES		ASPERILLO	
	%N	%F	%N	%F	%N	%F	%N	%F
SCORPIONIDA		-		-		-	0,1	1,2
OPILIONIDA	0,3	2,9		-	0,6	4,0	2,2	22,5
ACARI	6,3	46,0	3,1	23,5	3,7	24,3	4,9	37,5
ARANEAE	12,5	100	9,3	97,0	16,7	100	12,2	98,7
SOLIFUGA	0,7	7,8	0,5	7,3	0,4	1,3	0,3	3,7
ISOPODA	1,0	9,8		-	0,8	5,4	1,1	8,7
DIPLOPODA	0,9	4,9		-	0,4	4,0	0,7	7,5
CHILOPODA	0,5	4,9	0,3	2,9	0,2	1,3	0,5	6,2
TYSANURA		-	0,2	1,4		-	0,1	1,2
COLLEMBOLA	0,7	2,9	0,5	2,9		-	2,3	16,2
ODONATA	1,3	13,7	0,3	4,4	0,8	8,1	0,7	6,2
ORTHOPTERA	2,4	26,4	1,2	14,7	2,9	28,3	1,9	21,2
PHASMIDA	1,0	10,7	0,5	5,8		-	0,6	3,7
DERMAPTERA	0,8	8,8	0,4	5,8	1,6	2,7	0,6	3,7
EMBLIOPTERA	0,2	2,9	0,3	2,9		-		-
DYCTIOPTERA	0,2	1,9	0,8	8,8	1,6	13,5	0,4	3,7
ISOPTERA		-	0,3	1,4	1,0	5,4	1,5	8,7
HOMOPTERA	10,0	100	10,8	100	8,7	63,5	6,6	65,0
HETEROPTERA	12,1	100	5,5	58,8	12,8	82,4	11,6	100
NEUROPTERA	0,1	1,9		-	0,4	2,7	3,3	30,0
LEPIDOPTERA	2,6	23,5	1,1	11,7	0,5	5,4	1,6	17,5
DIPTERA	6,5	60,7	17,4	100	13,6	95,9	5,4	48,7
SYPHONAPTERA		-		-		-	3,1	28,7
HYMENOPTERA	6,1	50,0	4,1	42,6	4,6	36,4	7,3	62,5
FORMICIDAE	8,9	79,4	6,7	63,2	6,6	51,3	9,0	87,5
COLEOPTERA	20,5	100	25,6	100	17,0	100	17,8	100
LARVAE	2,0	19,6	1,1	11,7	2,5	22,9	1,9	18,7
GASTROPODA	1,1	10,7	8,5	72,0	2,5	21,6	0,8	10,0
ANNELIDA		-	0,2	2,9		-	0,4	5,0
B	0,095		0,074		0,090		0,113	
Nº Individuos	102		68		74		80	
Nº Presas	1170		849		739		930	
$\bar{X}$	11,47		12,48		9,98		11,62	
Min/Max	1/54		4/98		4/77		2/107	

TABLA 5  
Índices de similitud entre las dietas de *P. algirus* en cada zona. Derecha: composición taxonómica, izquierda: tamaños de presas.

*Similarity indices of the diet of P. algirus between localities. Right: taxonomic composition, left: prey sizes.*

	CASCAJERA	ROMPIDO	ENEBRALES	ASPERILLO
CASCAJERA		0,921	0,985	0,992
ROMPIDO	0,988	-	0,986	0,994
ENEBRALES	0,894	0,975	-	0,996
ASPERILLO	0,984	0,943	0,986	-

espacial característicos, en la dieta de la lagartija colilarga en la flecha del Rompido. La similitud entre localidades es muy elevada (Tabla 5), oscilando la diversidad entre 0,99 (Rompido) y 1,17 (Asperillo). Se ha encontrado correlación ampliamente significativa (correlación por rangos de Spearman) entre la proporción de las presas en el medio y en los contenidos estomacales:  $r_s = 0,753$ ,  $p < 0,01$  para Rompido y  $r_s = 0,786$ ,  $p < 0,001$  para Asperillo.

Existen diferencias significativas ( $\chi^2$  test,  $p < 0,01$ ) en las presas consumidas a lo largo del año en las cuatro zonas (Figura 4), en todas ellas aparecen dos intervalos anuales (máximo y mínimo): primavera-verano y otoño-invierno, respectivamente. No se observan sustituciones estacionales de presas y si una fuerte correlación positiva ( $p < 0,01$ ) entre pares de presas consumidas a lo largo del ciclo de actividad de la especie en todas las zonas; se ha encontrado correlación significativa entre la proporción de presas disponibles y algunas clases de presas: en Rompido, homópteros, himenópteros, formícidos y coleópteros ( $r_s = 0,56-0,84$ ,  $p \leq 0,05$ ) y en Asperillo sólo formícidos ( $r_s = 0,87$ ,  $p < 0,01$ ).

Las tallas básicas para las cuatro zonas oscilan entre 0-6,0 mm (Tabla 6), siendo poco significativas las diferencias entre ellas (ANOVA,  $F = 2,7$ ,  $p = 0,07$ ; Tabla 5). Existe correlación altamente significativa entre disponibilidad de tamaños y los hallados en los estómagos:  $r_s = 0,832$ ,  $p < 0,01$  para Rompido y  $r_s = 0,857$ ,  $p < 0,01$  para Asperillo, siendo significativas las diferencias entre el tamaño medio de las presas disponibles y los consumidos en dichas localidades (ANOVA,  $F = 5,6$ ,  $p < 0,05$ , Rompido, y  $F = 8,9$ ,  $p < 0,05$ , Asperillo).

#### 4.-VARIACIÓN GEOGRÁFICA Y CLASES DE EDAD

La competencia trófica entre adultos y subadultos es elevada en todas las zonas excepto en Asperillo (Tablas 7 y 9), donde los adultos consumen diferencialmente himenópteros, homópteros y coleópteros como presa básica, y los subadultos formícidos y sifonápteros, un tipo de presa de presencia, normalmente, ocasional. El solapamiento entre adultos es, igualmente, elevado

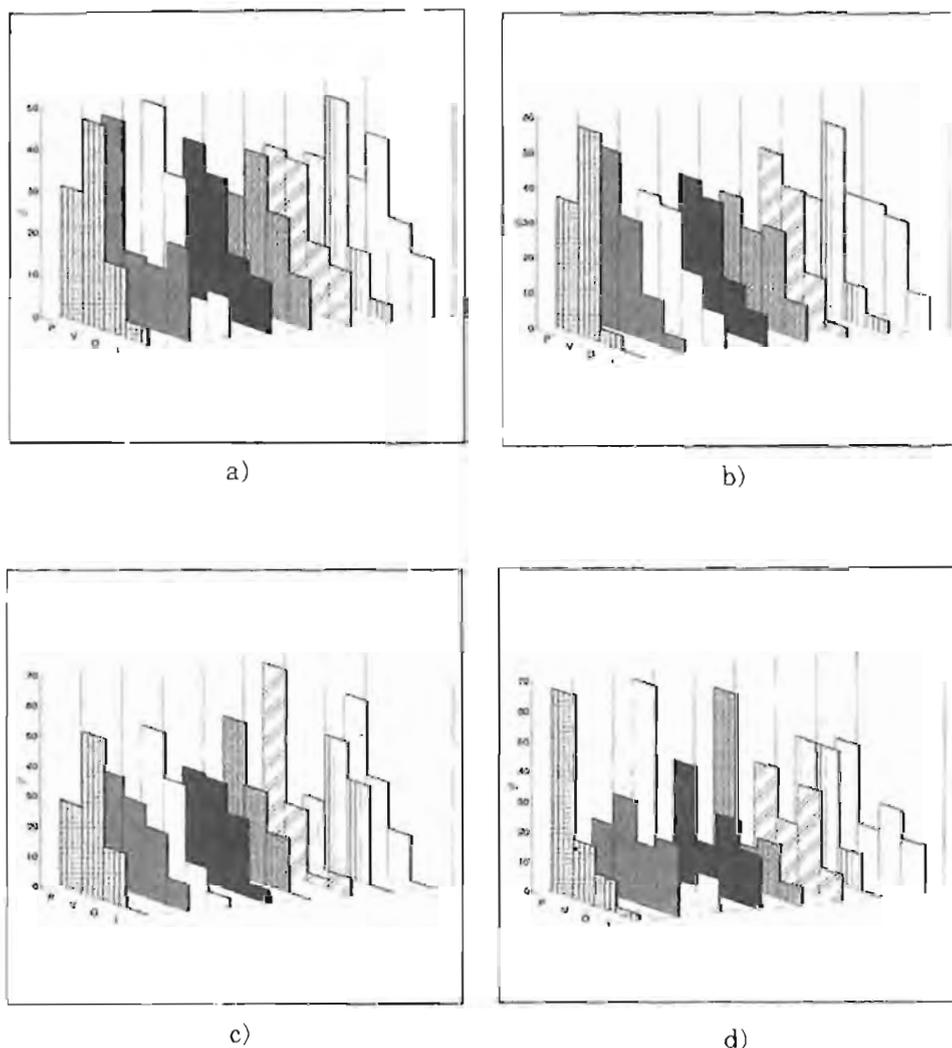


Figura 4. Variación estacional de las presas básicas y constantes en la dieta de *P. algirus* por zonas. Tramas como en Figura 2. P: primavera, V: verano, O: otoño, I: invierno. 4a: Cascajera, 4b: Rompido, 4c: Enebrales, 4d: Asperillo.

*Seasonal variation of basic and constant preys in the diet of P. algirus in each zone. (See bar keys in Figure 2). P: spring, V: summer, O: autumn, I: winter; 4a: Cascajera, 4b: Rompido, 4c: Enebrales, 4d: Asperillo.*

ó alto en las cuatro zonas ( $Q=0,97-0,99$ ), siguiendo en todas ellas pautas de comportamiento trófico análogas con amplitudes de nicho semejantes ( $B=0,081-0,095$  en machos y  $B=0,072-0,103$  en hembras). En general, los adultos consumen coleópteros (básicos en tres de las cuatro zonas), los subadultos coleópteros y arañas (éstas últimas casi en la misma proporción que en el medio, Tabla 10a) y los juveniles, formícidos. Hay que resaltar que la fuerte electividad hacia los gasterópodos en la barra del Rompido casi hace de éstos presa básica de juveniles. Se ha encontrado correlación altamente significativa entre los contenidos estomacales y la disponibilidad ( $r_s = 0,714-0,792$ ,  $p < 0,01$ ) en todas las clases de edad y zonas, excepto en juveniles de Rompido ( $r_s = 0,355$ ,  $p = 0,08$ ) y subadultos de Asperillo ( $r_s = 0,350$ ,  $p = 0,06$ ).

TABLA 6

Intervalos de tamaños (mm) de las presas en la dieta de *P. algirus* en las diferentes zonas.  $\bar{x}$ : tamaño medio de las presas, sd: error estándar; %N: abundancia relativa; %F: frecuencia relativa; B: índice de Levins.

*Prey size classes in the diet of P. algirus in different localities.  $\bar{x}$ : mean prey size, sd: standard error; %N: relative abundance; %F: relative incidence; B: Levins' index.*

	CASCAJERA		ROMPIDO		ENEBRALES		ASPERILLO	
	%N	%F	%N	%F	%N	%F	%N	%F
0-2,0	15,2	44,1	14,9	38,2	7,1	21,6	22,6	97,5
2,1-4,0	26,7	87,2	32,2	100	19,6	67,5	27,7	100
4,-6,0	21,6	80,3	22,1	73,5	23,3	87,8	27,7	100
6,1-8,0	13,9	46,0	15,7	48,5	14,0	52,7	8,4	26,2
8,1-10,0	11,4	36,2	7,6	14,7	17,1	64,8	5,3	20,0
10,1-12,0	2,2	5,8	2,0	2,9	3,7	10,8	1,9	5,0
12,1-14,0	0,2	0,9	1,2	4,4	6,2	13,5	3,1	10,0
14,1-16,0	4,0	10,7	0,8	2,9	3,4	6,7	0,7	1,2
16,1-18,0	0,5	1,9	1,2	4,4	1,2	1,3	0,9	2,5
18,1-20,0	0,2	0,9	0,8	2,9	1,5	2,7	0,7	2,5
20,1-22,0	1,0	1,9	-	-	0,6	1,3	0,2	1,2
22,1-24,0	-	-	0,8	2,9	0,6	1,3	-	-
24,1-26,0	0,5	1,9	0,4	1,4	-	-	-	-
26,1-28,0	1,5	3,9	-	-	-	-	0,2	1,2
28,1-30,0	-	-	-	-	-	-	0,2	1,2
30,1-32,0	0,2	0,9	-	-	-	-	-	-
32,1-34,0	-	-	-	-	-	-	-	-
34,1-36,0	0,2	0,9	-	-	-	-	-	-
B	0,056		0,048		0,065		0,046	
Nº Individuos	102		68		74		80	
Nº Medidas	393		251		321		415	
X	6,27		5,54		7,68		5,01	
Sd	4,06		3,74		4,95		3,75	

TABLA 7

Abundancia taxonómica relativa en la dieta de *P. algirus* por clases de edad y zonas. A: adultos, S: subadultos, J: juveniles; C: Cascajera, R: Rompido, E: Enebrales, A: Asperillo; B: índice de Levins.

*Taxonomic relative abundance in the diet of P. algirus in different age classes and zones. A: adults, S: subadults, J: juveniles; C: Cascajera, R: Rompido, E: Enebrales, A: Asperillo; B: Levins' index.*

	AC	SC	JC	AR	SR	JR	AE	SE	JE	AA	SA	JA
Scorpionida	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-
Opilioniada	0,2	0,4	-	-	-	-	0,5	1,0	-	2,1	2,6	1,4
Acari	4,4	9,7	5,4	2,0	3,7	12,0	2,8	4,2	7,6	3,1	7,6	10,4
Araneae	11,7	14,3	8,1	8,4	10,1	14,0	16,3	17,2	16,9	11,0	16,1	7,4
Solífuga	1,1	0,2	-	0,9	-	-	0,2	0,7	-	0,4	-	-
Isópoda	1,3	0,4	-	-	-	-	1,0	0,3	1,5	1,6	0,3	-
Diplopoda	0,8	1,2	-	-	-	-	0,7	-	-	0,6	1,1	-
Chilopoda	0,8	0,2	-	0,5	-	-	0,2	0,3	-	0,4	0,7	-
Tysanura	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	0,3	-
Collembola	1,1	0,2	-	0,7	0,3	-	-	-	-	2,4	1,9	2,9
Odonata	1,9	0,4	-	0,5	-	-	1,0	0,3	1,5	0,6	1,1	-
Orthoptera	3,6	0,7	-	2,0	-	-	4,3	1,7	-	2,3	1,5	-
Phasmida	1,1	0,9	-	0,9	-	-	-	-	-	0,3	1,1	1,4
Dermaptera	0,9	0,7	-	0,7	-	-	0,7	0,7	-	0,6	0,7	-
Embioptera	-	0,7	-	-	0,7	2,0	-	-	-	-	-	-
Dyctioptera	-	0,4	2,7	0,9	0,7	-	1,2	2,4	-	0,6	-	-
Isoptera	-	-	-	0,1	-	4,0	1,0	-	6,1	1,1	2,6	-
Homoptera	9,9	9,4	16,2	11,2	12,0	-	8,6	9,8	4,6	8,8	-	11,9
Heteroptera	11,5	13,1	13,5	6,7	4,1	-	12,7	13,0	12,3	12,6	10,7	4,4
Neuroptera	0,2	-	-	-	-	-	0,7	-	-	0,4	10,7	-
Lepidoptera	3,3	1,6	-	1,4	0,7	-	1,0	-	-	1,6	1,9	-
Diptera	6,6	6,7	2,7	15,9	19,2	24,0	15,8	11,6	9,2	6,7	0,3	13,4
Syphonaptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	9,2	1,4
Hymenoptera	7,2	4,6	2,7	4,8	3,3	-	3,0	7,7	-	10,8	-	10,4
Formicidae	6,3	12,3	21,6	5,0	8,3	16,0	3,5	6,6	24,6	5,9	11,9	25,3
Coleoptera	20,5	21,0	19,1	25,8	29,4	4,0	17,1	17,6	13,8	20,5	13,4	8,9
Larvae	2,9	0,7	-	1,0	0,3	6,0	3,7	1,4	-	3,2	2,2	-
Gastropoda	1,1	0,9	2,7	8,8	6,4	18,0	2,8	2,8	-	0,8	1,1	-
Annelida	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	0,3	0,7	-
B	0,101	0,081	0,071	0,076	0,061	0,063	0,089	0,087	0,069	0,098	0,101	0,074
Nº Individuos	62	36	4	37	27	4	36	31	7	47	27	6
Nº Presas	721	412	37	534	265	50	391	284	65	608	260	6

En las cuatro zonas las distintas clases de talla difieren ampliamente respecto al tamaño de las presas (ANOVA,  $F = 140.0-158,1$ ,  $p < 0,01$ ), siendo, en todos los casos, los tamaños medios y los intervalos de los mismos mayores en adultos (Tabla 8); estos mantienen como intervalo básico 4,1-6,0 mm (eligen activamente del medio tamaños entre 6,1 y 10,0 mm y superiores a 20,0 mm en Rompido y entre 0 y 6,0 mm en Asperillo, Tabla 10b), los subadultos 2,1-6,0 mm (eligen activamente del medio tamaños entre 0 y 6,0 mm en Rompido y Asperillo) y los juveniles 0-4,0 mm (intervalo elegido activamente en ambas zonas). Se ha encontrado correlación significativa entre las tallas disponibles y las consumidas por las distintas clases de edad ( $r_s = 0,600-0,867$ ,  $p < 0,01$ ), excepto en juveniles de Rompido ( $r_s = 0,406$ ,  $p = 0,16$ ).

### DISCUSIÓN

Un aspecto relevante en los estudios tróficos es la disponibilidad de presas (Lizana et al 1986, Argüello 1990, Pérez-Mellado et al 1991). Asumiendo

TABLA 8

Intervalos de tamaños (mm) de las presas en la dieta de *P. algirus* por clases de edad y zonas.

x: tamaño medio de las presas, sd: error standar; A: adultos, S: subadultos, J: juveniles; C: Cascajera, R: Rompido, E: Enebrales, A: Asperillo, B: índice de Levins.

*Prey size classes in the diet of P. algirus in different age classes and zones. x: mean prey size, sd: standard error; A: adultos, S: subadultos, J: juveniles; C: Cascajera, R: Rompido, E: Enebrales, A: Asperillo, B: Levins' index.*

	AC	SC	JC	AR	SR	JR	AE	SE	JE	AA	SA	JA
0-2,0	6,4	13,4	33,3	1,8	16,3	32,0	8,7	5,5	32,7	15,4	52,6	29,4
2,1-4,0	19,4	26,8	38,8	13,7	40,9	51,2	24,2	37,0	40,9	18,1	26,3	46,2
4,1-6,0	25,9	20,1	16,6	22,9	32,7	12,8	19,4	37,0	6,1	31,8	26,3	21,0
6,1-8,0	19,4	13,4	5,5	32,1	6,5	-	24,2	1,8	6,5	13,6	5,2	0,8
8,1-10,0	12,9	16,7	-	16,5	-	1,2	4,8	-	8,1	9,0	2,6	-
10,1-12,0	3,2	-	4,4	3,6	1,6	-	7,2	1,8	1,6	2,7	-	1,6
12,1-14,0	-	-	1,1	2,7	-	-	4,8	9,2	-	4,5	3,9	-
14,1-16,0	6,4	4,0	-	0,9	-	1,2	0,9	-	1,6	0,9	-	0,8
16,1-18,0	-	1,3	-	0,9	1,6	1,2	2,4	3,7	-	1,8	-	-
18,1-20,0	0,6	-	-	1,8	-	-	-	-	-	0,4	2,6	-
>20,0	4,8	3,9	-	2,7	-	-	2,7	3,7	-	1,2	-	-
B	0,059	0,055	0,034	0,048	0,032	0,026	0,057	0,034	0,034	0,053	0,039	0,029
Nº Individuos	62	36	4	37	27	4	36	31	7	47	27	6
Nº Medidas	154	149	90	109	61	78	206	54	61	220	76	119
$\bar{X}$	7,66	6,42	3,67	7,61	4,45	3,42	9,18	5,88	4,19	6,05	4,41	3,35
Sd	5,65	5,06	2,41	4,08	2,31	2,37	4,34	4,95	2,44	4,20	3,49	1,82

TABLA 9

Solapamientos taxonómico (derecha) y en tamaño de presas (izquierda) de las diferentes clases de edad en cada zona. C: Cascajera, R: Rompido, E: Enebrales, A: Asperillo.

*Taxonomic (right) and prey sizes (left) overlaps between age classes in each zone. C: Cascajera, R: Rompido, E: Enebrales, A: Asperillo.*

	ADULTOS	SUBADULTOS	JUVENILES
ADULTOS (C)	-	0,959	0,852
SUBADULTOS (C)	0,939		0,914
JUVENILES (C)	0,680	0,826	-
ADULTOS (R)	-	0,984	0,610
SUBADULTOS (R)	0,621	-	0,634
JUVENILES (R)	0,384	0,889	-
ADULTOS (E)		0,965	0,763
SUBADULTOS (E)	0,793	-	0,810
JUVENILES (E)	0,729	0,691	-
ADULTOS (A)	-	0,720	0,694
SUBADULTOS (A)	0,889	-	0,601
JUVENILES (A)	0,776	0,929	-

TABLA 10

Valores de electividad de las diferentes clases de edad hacia las presas básicas y constantes (A) y hacia los tamaños de presa básicos y constantes (B). Rompido/Asperillo.

*Electivity values of different age classes for basic and constant preys (A) and for basic and constant prey sizes (B). Rompido/Asperillo.*

(A)

	ADULTOS	SUBADULTOS	JUVENILES
Acari	-/0,01	-/0,36	-/0,55
Araneae	-0,16/-0,16	-0,07/-0,06	0,08/-0,35
Homoptera	0,09/0,33	0,13/0,34	-1,00/0,46
Heteroptera	0,03/0,41	-0,21/0,27	-1,00/-0,08
Diptera	-0,32/-0,65	-0,23/-0,60	-0,12/-0,40
Hymenoptera	-/-0,07	-/-0,07	-/-0,05
Formicidae	-0,30/0,19	-0,05/0,13	0,26/0,48
Coleoptera	0,30/0,51	0,36/0,40	-0,55/0,14
Gastropoda	0,99/-	0,99/-	0,99/-

(B)

	ADULTOS	SUBADULTOS	JUVENILES
0-2,0	-0,02/0,50	0,79/0,73	0,88/0,70
2,1-4,0	-0,13/0,13	0,39/0,30	0,48/0,53
4,1-6,0	-0,06/0,29	0,11/0,20	-0,33/0,09
6,1-8,0	0,14/-0,03	-0,57/-0,47	-1,00/-0,89
8,1-10,0	0,25/-0,29	-1,00/-0,73	-0,78/-1,00
10,1-12,0	-0,39/-0,16	-0,67/-1,00	-1,00/-0,40
12,1-14,0	-0,35/-0,16	-1,00/-0,23	-1,00/-1,00
14,1-16,0	-0,58/-0,82	-1,00/-1,00	-0,47/-0,84
16,1-18,0	0,28/-0,42	0,52/-1,00	0,41/-1,00
18,1-20,0	0,05/-0,74	1,00/-0,01	-1,00/-1,00
>20,0	0,58/-0,42	-1,00/-1,00	-1,00/-1,00

que la abundancia relativa de los distintos grupos de presas en las trampas refleja su abundancia en el medio (supuesto no siempre aceptable porque las características de las trampas condicionan la efectividad de las capturas en general y de determinados grupos de artrópodos en particular), los resultados encontrados indican que la dieta global que sigue la lagartija colilarga en el litoral onubense guarda una estrecha relación con la frecuencia de aparición de artrópodos en el medio lo que indicaría un carácter fuertemente oportunista.

Adultos y subadultos consumen prioritariamente uno de los grupos de mayor disponibilidad teórica (coleópteros), no obstante los juveniles presentan una electividad fuertemente negativa en Rompido y débilmente positiva en Asperillo hacia dicho grupo y siguen una dieta en la que las hormigas son presas básicas en la dieta global y en tres de las cuatro localidades, con electividad positiva en las dos zonas en que se conoce la disponibilidad.

Este comportamiento mirmecófago ha sido ampliamente descrito en la lagartija coliroja, *Acanthodactylus erythrurus* (Pollo y Pérez-Mellado 1988, 1991, Gil 1992), y es característico, junto con el consumo de coleópteros e isópteros, de saurios de áreas desérticas (Pianka 1986, Gil et al 1993). En general, podemos asumir que las costas arenosas del SO de la Península Ibérica, con baja precipitación y elevada radiación incidente (Barbizón y Fernández 1980, Rubio y Figueroa 1983), se comportan como zonas áridas con condicionantes faunísticos y ecológicos similares a los de regiones plenamente desérticas, por lo que es razonable considerar que en ellas los lacértidos sigan pautas alimentarias convergentes (Pérez-Quintero 1995a) en las que las hormigas, presas de pequeño tamaño y poca dureza (Skoczylas 1978),

sean seleccionadas de forma activa preferentemente por los juveniles en detrimento de presas menos accesibles para ellos.

Se ha encontrado un acusado paralelismo entre las presas básicas consumidas por la especie en el litoral y en el norte de la provincia (Mellado et al. 1975), apareciendo en ambas zonas el grupo de los coleópteros con una importancia numérica superior al 20%. Si bien esta convergencia puede ser explicada en términos de disponibilidad temporal de presas (Arnold 1987, Mou 1987), es cierto que sigue un patrón similar al que muestra la especie en otros puntos de la Península. Se aprecia una tendencia en las capturas a situar los máximos del año durante los meses de primavera y verano, fundamentalmente de Mayo a Julio, en respuesta a la mayor abundancia de presas en el medio y a la diferencia en los periodos de actividad anual de las distintas clases de edad (Pérez-Quintero 1995b). Los resultados encontrados son semejantes a los descritos por Carretero (1993) en arenales costeros del noreste ibérico, con ciclo estacionales de presencia máxima-mínima de las presas básicas y constantes que se asemejan a la disponibilidad del medio.

Se ha discutido (Hiraldo 1976, Tinkle 1982, Mellado 1985, Naeem 1990) que un depredador, dentro de su área geográfica, puede llegar a cambiar su espectro trófico en función de las características faunísticas de cada zona. En las cuatro localidades litorales estudiadas la lagartija colilarga muestra estrategias alimentarias semejantes, con una composición cualitativa básicamente similar en la que dominan, con ligeras variantes locales, Coleoptera (básicos en Cascajera y Rompido), Araneae, Heteroptera y Diptera. La presencia, como presas constantes, de Gastropoda en la dieta de los juveniles en el Rompido es reflejo del carácter oportunista de esta especie, al mismo tiempo describe un comportamiento poco usual para la lagartija colilarga en la Península Ibérica ya que los caracoles no pasan de ser presas ocasionales en las dietas descritas por otros autores.

Los gasterópodos no son presas habituales de los saurios a causa de los elevados costes energéticos derivados de la fractura de su concha (Greene 1982), no obstante el consumo de presas de características prácticamente sedentarias, como los gasterópodos, permite que la lagartija colilarga compense el aumento en los costes de manipulación de tales presas con la ausencia de costes de búsqueda y ayudan a mantener con saldo positivo el balance energético general de un depredador con alimentación activa (*active forager*) (Pianka 1966, Bennett y Nagy 1977, Bennett y Gleson 1979, Anderson y Karasov 1981, Pough y Andrews 1985), minimizando los costes de tiempo y energía necesarios para la persecución y captura que otras presas requieren (Rissing 1981, Grimmond et al 1994).

La virtualmente idéntica composición de la dieta de machos y hembras adultos, así como la semejanza en las estimas de amplitud de nicho sugieren que ambos sexos siguen comportamientos alimentarios parecidos; sin embargo las diferencias morfométricas (tamaño corporal, dimensiones relativas de

la cabeza) influyen en la ecología trófica de cada clase de talla (Heulin 1986, Castilla et al 1991), posibilitando que el número medio de taxones/individuo y la talla media de las presas incrementen con el tamaño de la lagartija (Carretero y Llorente 1991). Los datos de solapamiento son muy elevados, como corresponde a una especie típicamente oportunista, apreciándose en general una gran semejanza en preferencia de taxones, probablemente a causa de la elevada disponibilidad de ciertos grupos de presas accesibles a las distintas clases de tallas (Seva 1984, Pollo y Pérez-Mellado 1988, Gil 1992, Carretero 1993), y una evidente segregación en preferencia de tamaños entre adultos y juveniles, dada la imposibilidad de estos últimos de acceder a presas mayores.

#### AGRADECIMIENTOS

Los ejemplares han sido capturados bajo licencia de la Consejería de Medio ambiente-Marismas del Odiel y se han depositado en la sede del Departamento de Ciencias Agroforestales de la Universidad de Huelva.

#### BIBLIOGRAFÍA

- ANDERSON, R.A. Y W.H. KARASOV (1981). Contrasts in energy intake and expenditure in sit-and-wait and widely foraging lizards. *Oecologia* 49: 67-72.
- ARGÜELLO, J.A. (1990). Dieta de una población cantábrica de *Lacerta monticola* (Sauria, Lacertidae). *Graellsia* 46: 247-252.
- ARNOLD, E.N. (1987). Resource partitioning among lacertid lizards in southern Europe. *J.Zool.Lond. (B)* 1: 739-782.
- BARBADILLO, L.J. (1987). *La guía de INCAFO de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. INCAFO, Madrid.
- BARBIZÓN, J. Y J. FERNÁNDEZ (1980). *Clasificación climática de Andalucía*. VII Simposio de Bioclimatización. Sevilla.
- BENNETT, A.F. Y K.A. NAGY (1977). Energy expenditure in free-ranging lizards. *Ecology* 58: 697-700.
- BENNETT, A.F. Y T.T. GLEESON (1979). Metabolic expenditure and the cost of foraging in the lizard *Cnemidophorus murinus*. *Copeia* 1979: 573-577.
- BRUNET-LECOMTE, P. Y M. DELIBES (1984). Alimentación de la lechuza común *Tyto alba* en la cuenca del Duero, España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 11: 213-229.
- CARRETERO, M.A. (1993). *Ecología de los lacértidos en arenales costeros del noreste ibérico*. Tesis doctoral, Universidad de Barcelona.
- CARRETERO, M.A. Y G.A. LLORENTE (1991). Alimentación de *Psammodromus hispanicus* en un arenal costero del noreste ibérico. *Rev. Esp. Herp.* 6: 31-44.

- (1993). Feeding of two sympatric lacertids in a sandy coastal area (Ebro Delta, Spain). Pp. 155-172 en Valakos, E.D., W. Böhme, V. Pérez-Mellado y P. Maragou (eds.). *Lacertids of the Mediterranean Region*. Hellenic Zoological Society. Atenas.
- CASTILLA, A.M., D. BAUWENS Y G.A. LLORENTE (1991). Diet composition of the lizard *Lacerta lepida* in central Spain. *J. Herpetol.* 25: 30-36.
- DÍAZ, J.A. Y L.M. CARRASCAL (1990). Prey size and prey selection of *Psammodromus algirus* (Lacertidae) in Central Spain. *J. Herpetol.* 24: 342-347.
- (1993). Variations in the effect of profitability on prey size selection by the lacertid lizard *Psammodromus algirus*. *Oecologia* 94: 23-29.
- GIL, M.J. (1992). *Estudio de la comunidad de saurios de la vertiente meridional de la Sierra de Gredos*. Tesis doctoral, Universidad de Salamanca.
- GIL, M.J., V. PÉREZ-MELLADO Y F. GUERRERO (1993). Trophic ecology of *Acanthodactylus erythrurus* in central iberian peninsula. Pp. 199-211 en Valakos, E.D., W. Böhme, V. Pérez-Mellado y P. Maragou (eds.). *Lacertids of the Mediterranean Region*. Hellenic Zoological Society. Atenas.
- GONZÁLEZ DE LA VEGA, J.P. (1988). *Anfibios y reptiles de la provincia de Huelva*. ERTISA, Huelva.
- GREENE, H. (1982). Dietary and phenotypic diversity of lizards: Why are some organism specialized?. Pp. 107-128 en Mossakowski, D. y G. Roth (eds.) *Environmental Adaptation and Evolution*. Gustav Fisher, Stuttgart.
- GRIMMOND, N.M., M.R. PREEST Y F.H. POUGH (1994). Energetic cost of feeding and different kinds of prey for the lizard *Chalcides ocellatus*. *Functional Ecology* 8: 17-21.
- GUERRERO, F., V. PÉREZ-MELLADO, M.J. GIL Y M. LIZANA (1990). Food habits and trophic availability in the high mountain population of the spotted salamander from Spain (*Salamandra salamandra almanzoris*) (Caudata: Salamandridae). *Folia Zoologica* 39: 341-353.
- HEULIN, B. (1986). Régime alimentaire estival et utilisation des ressources trophiques dans trois populations de *Lacerta vivipara*. *Acta Ecologica (Ecologia Generalis)* 7: 135-150.
- HIRALDO, F. (1976). Variations in the food habits of the european eagle owl (*Bubo bubo*). *Doñana, Acta Vertebrata* 3: 137-156.
- IVLEV, V.S. (1961). *Experimental Ecology of the feeding of Fishes*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- LEVINS, R. (1968). *Evolution in changing environments. Some theoretical explorations*. Princeton University Press, New York.
- LIZANA, M., M.J. CIUDAD Y V. PÉREZ-MELLADO (1986). Uso de los recursos tróficos en una comunidad ibérica de anfibios. *Rev. Esp. Herp.* 1: 209-271.
- MELLADO, J. (1985). *Agregados de lagartos mediterráneos en el espacio y en el tiempo*. Tesis doctoral, Universidad de Sevilla.

- MELLADO, J., F. AMORES, F.F. PARREÑO Y F. HIRALDO (1975). The structure of a Mediterranean lizard community. *Doñana, Acta Vertebrata* 2: 145-160.
- MOU, Y.P. (1987). Ecologie trophique d'une population de lézard des murailles *Podarcis muralis* dans l'ouest de la France. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)* 42: 81-100.
- NAEEM, S. (1990). Patterns of the distribution abundance of competing species when resource are heterogeneous. *Ecology* 71: 1422-1429.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1982). *Los Lacertidae del oeste del Sistema Central*. Tesis doctoral, Universidad de Salamanca.
- — — (1992). Ecology of lacertid lizards in a desert area of eastern Morocco. *J. Zool. Lond.* 226: 369-386.
- PÉREZ-MELLADO, V., D. BAUWENS, M. GIL, F. GUERRERO, M. LIZANA Y M.J. CIUDAD (1991). Diet composition and prey selection in the lizard *Lacerta monticola*. *Can. J. Zool.* 69: 1728-1735.
- PÉREZ-QUINTERO, J.C. (1987). *Ecología del eslizón tridáctilo (Chalcides chalcides) en las Marismas del Odiel*. Tesis de licenciatura, Universidad de Sevilla.
- — — (1990). Atlas provisional de los anfibios y reptiles de la provincia de Huelva. *Rev. Esp. Herp.* 4: 17-31.
- — — (1995a). *Ecología de tres especies mediterráneas de Lacertidae (Acanthodactylus erythrurus (SCHINZ), Psammodromus algirus (L) y Psammodromus hispanicus FITZINGER) en el litoral de la provincia de Huelva*. Tesis doctoral, Universidad de Sevilla.
- — — (1995b). Diet composition and trophic availability in two sympatric lizard species: *Acanthodactylus erythrurus* and *Psammodromus algirus*. II International symposium on the lacertids of the mediterranean basin. Portugal.
- PIANKA, E.R. (1966). Convexity, desert lizards and spatial heterogeneity. *Ecology* 47: 1055-1059.
- — — (1973). The structure of lizard communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4: 53-74.
- — — (1986). *Ecology and Natural History of Desert Lizards*. Princeton University Press, New Jersey.
- POLLO, C. Y V. PÉREZ-MELLADO (1988). Trophic ecology of a taxocenosis of mediterranean Lacertidae. *Ecología mediterránea* XIV: 131-147.
- — — (1991). An analysis of a mediterranean assemblage of three small lacertid lizards in Central Spain. *Acta Oecologica* 12: 655-671.
- POUGH, F.H. Y R.A. ANDREWS (1985). Energy cost of subduing and swallowing prey for a lizard. *Ecology* 66: 1525-1533.
- RISSING, S.W. (1981). Prey preferences in the desert horned lizard: influences of prey foraging method and aggressive behavior. *Ecology* 62: 1031-1040.
- RUPRECHT, A.L. (1979). Food of the Barn Owl, *Tyto alba guttata* (C. L. Br.) from Kujawy. *Acta Ornithologica* 16: 493-511.

- RUBIO, J.C. y M.E. FIGUEROA (1983). Medio físico, vegetación y evolución de las marismas del río Odiel (Huelva): I el marco ecológico: unidades ambientales. En *Las zonas húmedas en Andalucía*. Monografías de la Dirección General del Medio Ambiente. M.O.P.U., Madrid.
- SALVADOR, A. (1985). *Guía de campo de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. Editorial S. García, León.
- SEVA, E. (1982). *Taxocenosis de lacértidos en un arenal costero alicantino*. Tesis doctoral, Universidad de Alicante.
- (1984). Reparto de recursos en dos especies psammófilas de saurios: *Acanthodactylus erythrurus* y *Psammmodromus algirus*, arenal costero de Alicante. *Mediterránea, Ser. Biol.* 7: 5-25.
- SKOCZYLAS, R. (1978). Physiology of the digestive tract. Pp. 589-717 en Gans, C. y K.A. Gaus (eds.). *Biology of the Reptilia*, vol. 8. Academic Press, New York.
- TINKLE, D.W. (1982). Results of experimental density manipulation in an Arizona lizard community. *Ecology* 63: 57-65.
- VALVERDE, J.A. (1967). *Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres*. C.S.I.C., Madrid.

Recibido, 13 mayo 1995; aceptado, 23 septiembre 1996.

## LA ALIMENTACIÓN DE *MYOTIS MYOTIS* BORKH. 1797 (CHIROPTERA, VESPERTILIONIDAE) EN LA CUENCA DEL RÍO GUADIX (SURESTE DE ESPAÑA).

JOSE A. GARRIDO

*C/ Padre Llanos Blq. 3, Bajo A 18500 Guadix (Granada).*

### RESUMEN

En este trabajo se muestra la composición de la dieta de *Myotis myotis* BORKH. en la cuenca del río Guadix (Sureste de España). Ésta se basa esencialmente en Coleoptera de las familias Melolonthidae y Carabidae. Los resultados obtenidos muestran que esta última familia tiene para la alimentación de este murciélago una importancia inferior a la indicada para otras poblaciones estudiadas en Europa centrooccidental, debido a la reducción del número de este tipo de presas en los ecosistemas mediterráneos provocado por su falta de adaptación a la sequía estival. Por otra parte, la dinámica poblacional de sus principales presas hace que ninguna de ellas se muestre como un alimento seguro a lo largo del periodo estival, por lo que su dieta es más variada que la de sus parientes eurosiberianos, cambiando en función de la disponibilidad de presas. La ausencia de Tenebrionidae entre sus presas indica que este murciélago no caza en los ecosistemas semiáridos de la Depresión de Guadix. Tanto en el tamaño de las presas, como en la forma de captura, los resultados obtenidos coinciden con los ya conocidos en el resto de Europa.

Palabras clave: Alimentación, coleópteros, disponibilidad, ecosistemas mediterráneos, Sureste de España, *Myotis myotis*.

### ABSTRACT

#### *Feeding of Myotis myotis Borkh. 1797 (Chiroptera, Vespertilionidae) in the Guadix river basin (south east Spain).*

The diet of *Myotis myotis* BORKH was studied in the Guadix river basin (South-east Spain). The main preys were Coleoptera (families Melolonthidae and Carabidae). Carabidae were less important than in other studied populations of *M. myotis* from West-central Europe. Furthermore, the feeding spectrum of this bat is wider in the study area than those of other Eurosiberian populations. Tenebrionidae were absent from the diet of *M. myotis* suggesting that bats do not forage in the semiarid ecosystems of the Guadix Basin. The size of the preys detected and the way bats capture them is similar to the results obtained in other European populations.

Key words: Coleoptera, feeding, food availability, Mediterranean ecosystemes, *Myotis myotis*, Southeast Spain.

## INTRODUCCIÓN

Los murciélagos insectívoros de las regiones templadas tienen dos grandes objetivos durante el periodo estival: la reproducción y el acúmulo de reservas para sobrevivir al invierno. Para esto último cuentan con una serie de adaptaciones, relacionadas con el control del metabolismo y la elección de los refugios, el espectro de presas y el territorio de forrajeo más adecuado. Todo ello para conseguir la máxima cantidad de alimento posible y derivar la mayor parte de la energía que éste contiene a la formación de reservas de grasas, que son usadas posteriormente como fuente de energía durante el torpor invernal. Por ello, el estudio de la ecología trófica de estos mamíferos tiene una gran importancia para obtener una imagen adecuada de sus estrategias vitales y de su papel en los ecosistemas terrestres.

Se han hecho numerosas investigaciones sobre la alimentación de los murciélagos insectívoros destacando especialmente las realizadas en las Regiones Neártica y Etiópica, en las cuales se tienen bastantes conocimientos tanto de la ecología trófica de gran número de especies como de la estructura de sus comunidades (Findley y Black 1983, Whitaker 1988, p. ej.). En Europa, esta línea de investigación ha sido menos desarrollada, siendo especialmente escasa la información acerca de la alimentación de los Chiroptera en la Península Ibérica y en toda la Cuenca Mediterránea. La especie más conocida en este sentido en nuestro continente es el murciélago ratonero grande (*Myotis myotis*), del que se han obtenido datos sobre su dieta en Francia, Alemania, Suiza, Eslovaquia y Ucrania (Bauerová 1978, Arlettaz et al. 1993, Arlettaz y Perrin 1995, Arlettaz 1996).

El objetivo del presente estudio es dar a conocer los primeros datos acerca de los hábitos alimenticios de esta especie en la Región Mediterránea ibérica, y comparar éstos con los ya obtenidos en el ámbito ecológico eurosiberiano, tanto en lo referido a su dieta como a la elección de las presas, la forma de capturarlas y su manejo antes de la ingestión.

## MATERIAL Y MÉTODOS

La población estudiada es una colonia que ocupa una galería lateral del antiguo complejo minero-metalúrgico de Santa Constanza (Jeres del Marquesado, Granada. UTM 30SVG8517, 1300 msnm), situado en la vertiente septentrional de Sierra Nevada, en su límite con la Depresión de Guadix, que se extienden al norte del macizo con una altura de 800 a 1200 metros.

Desde el punto de vista climático, la zona se incluye en la transición entre los pisos meso-supramediterráneo con ombroclima semiárido a seco, con 5 meses de sequía estival (Ortega et al. 1988). En el entorno de las minas predominan matorrales abiertos y de bajo porte (*Genista umbelata* y *Retama*

*sphaerocarpa*) con algunos pies aislados de *Quercus rotundifolia* y *Q. coccinea*, encuadrados en la serie de vegetación *Adenocarpus decorticans* - *Querceto rotundifoliae* S. Por encima de los 1300 msnm existe una repoblación forestal con *Pinus halepensis* y *P. nigra*, con manchas de encinar intercaladas, y por debajo de los 1000 m predominan matorrales semiáridos (espartales, albardineros, saladares) y pastizales, incluidos dentro de la serie *Rhamno lycioidis* - *Querceto cocciferae* S. Sobre ellos se han realizado algunas repoblaciones con *Pinus halepensis*.

El resto del territorio está cultivado. En los alrededores de Jerez del Marquesado y en los valles fluviales que se extienden hacia el norte predomina el regadío con frutales y olivos en los límites de las parcelas, y pastizales. En las zonas mejor irrigadas, son sustituidos por alamedas (castañares a los pies de la sierra). Los cultivos de secano se centran en la producción de cebada y la ganadería ovina.

La colonia ha sido objeto de estudio durante los últimos 6 años, durante los cuales se hicieron un total de 25 visitas a la cavidad. Se capturaron 5 ejemplares a los que se les realizó un estudio biométrico externo, y un sexto ejemplar al que se le efectuó además un estudio craneométrico. En todos los casos se determinaron como machos de *Myotis myotis*. Nunca se han observado crías. Se trata, por tanto, de una colonia estival de machos de esta especie, que ocupa el refugio entre marzo y noviembre, habiéndose observado un máximo poblacional de 43 ejemplares (6-8-89).

Para el estudio de la dieta, el 3-10-95 fueron recogidos un total de 175 gr de guano bajo los posaderos, siguiendo la metodología de Bauerová (1978, 1986). De éstos se separaron para su estudio 200 excrementos.

En el análisis de las muestras se siguió el procedimiento habitual en este tipo de estudios (ver, por ejemplo, Moreby 1988). Los excrementos se disgregaron bajo una lupa binocular (10 - 40x), y los restos identificados usando como material de comparación las colecciones de insectos del Depto. de Biología Animal de la Universidad de Granada. El número de excrementos mínimo a analizar para obtener datos fiables fué obtenido mediante una curva acumulada de táxones. Una vez estabilizada la curva, se diseccionaron 47 excrementos más para asegurar que no aparecían nuevos tipos de presas.

Los resultados son expresados como frecuencia de aparición de los distintos táxones, estimada en función de la presencia-ausencia de éstos en cada excremento analizado.

La frecuencia de un taxon puede oscilar entre el 0 y 100%, superando la suma de las frecuencias el 100%. Ha de tenerse en cuenta que esta forma de expresar los datos tiende a dar más importancia de la real a los grupos menos comunes (Arlettaz et al. 1993). Por otra parte, en el caso de los imágos de Lepidoptera, la ingestión de un ejemplar por parte del murciélago da lugar a que las escamas del insecto (único resto identificable) aparezcan en varias heces, ya que tienden a quedarse en el intestino del predador

(Whitaker 1988). Esto haría que se sobrevalorara la importancia de esta presa en la dieta. Sin embargo, siendo la única forma que existe de determinar su presencia, este mismo problema ha surgido en el resto de los trabajos consultados, con lo que los datos obtenidos en este caso serían perfectamente comparables con los que aparecen en la bibliografía.

No fué posible la expresión de los datos obtenidos como presencia numérica de presas, ya que el estado de disgregación que presentaban los restos hacían imposible su cuantificación.

Los datos obtenidos nos han permitido recoger información acerca de cual es el tamaño y la biomasa de las presas que captura el murciélago ratonero grande, el modo en el que lo hace y si existe (y cual es) un tratamiento de estas previo a su ingestión.

Para estudiar el espectro de tamaños de presa consumidos por el murciélago ratonero grande en la zona, se estimó la longitud del cuerpo (distancia entre el labro y el extremo del abdomen) en aquellos tipos de presa en las que fué posible. Para ello, se usaron ejemplares de la colección de referencia, que fueron medidos con la ayuda de una lupa con micrómetro de hasta 100 aumentos o un calibre electrónico con una resolución de  $\pm 0,01$  mm. Las muestras procedían de la Comarca de Guadix o, en su defecto, de otras localidades de Andalucía Oriental. Dada la escasa homogeneidad taxonómica a la que ha sido posible llevar las determinaciones más aproximadas de las presas (de especie a orden) es conveniente comentar los criterios que se han seguido para elegir los ejemplares usados en este estudio biométrico:

- *Polyphylla fullo*, *Orthomus barbarus*, *Ocypus olens*, *Glubia dorsalis* y *Gryllotalpa gryllotalpa*: por haberse podido determinar la especie o por tratarse de géneros monoespecíficos en la Península Ibérica, se han medido todos los ejemplares disponibles. En *G. gryllotalpa* sólo se midieron machos, ya que son los únicos que tienen periodos de vida epigéa, realizando vuelos nocturnos durante el celo (Chopard 1943).

- Para géneros con varias especies se han usado las presentes en la zona de estudio, según Sánchez-Piñero (1994, para *Rhizotrogus sp.* y *Tentyria sp.*), Coca (1995, para *Rhizotrogus sp.*) y Badih (com. pers., para *Gryllus sp.*).

- Para artrópodos de crecimiento continuo (*Lamyctes sp.*, Lycosidae, Dysderidae), se estimó correlacionando la longitud de las partes encontradas en los excrementos con la de ejemplares de colección. En el Chilopoda se usó la longitud de la tibia ( $n = 17$ , 0,15-0,20 mm), mientras que en Araneae se utilizó la longitud de las uñas tarsales pares (Lycosidae:  $n = 12$ , 0,1-0,2 mm; Dysderidae:  $n = 3$ , 0,15-0,20 mm).

Para cada uno de estos tipos de presa, la información que se ofrece se refiere a la longitud media de las longitudes de los ejemplares medidos. La importancia relativa de los distintos tamaños se ha expresado creando siete clases de tamaño, de 5 mm cada una, entre 10 y 45 mm.

A partir de estos datos biométricos se pudo realizar una estima de biomasa de cada taxon analizado, utilizando para ello las correlaciones entre longitud corporal y peso seco realizadas por Hódar (1993) para la artropodofauna de la Depresión de Guadix-Baza. En este caso se indica el peso seco medio estimado para los mismos ejemplares que se utilizaron para estudiar el tamaño de las presas, y su importancia relativa se ha expresado creando seis clases de peso seco, de 200 mgr. cada una, entre 0 y 1200 mgr.

Para establecer el modo de captura de cada tipo de presa, se las clasificó, siempre que fue posible, en uno de estos grupos, distintos en función de su capacidad de vuelo:

A.- Artrópodos ápteros (Arachnida, Chilopoda) o alados que han perdido o no utilizan dicha capacidad (*Gryllidae*, *Orthomus barbarus*, *Tenebrionidae*, *Formicidae*, *Ocypus olens*). Para ellos se da por segura su captura sobre el suelo.

B.- Artrópodos voladores, pero poco capacitados para el vuelo (*Gryllotalpidae* y *Scarabeoidea*). En este caso existen grandes posibilidades de que el insecto haya sido capturado en el suelo o a poca altura sobre éste.

C.- Artrópodos voladores y bien capacitados para ello (*Lepidoptera*, *Diptera*). Altas posibilidades de captura en vuelo, pero no se excluye que lo hayan sido en tierra.

Tanto en los estudios de tamaño y biomasa de las presas como en el de capacidad de vuelo, los datos son expresados como el número de excrementos en los que han aparecido restos de artrópodos incluidos en cada uno de los tipos antes definidos, y el porcentaje que estos suponen en el total de la muestra.

Por último, los datos que se aportan acerca del manejo de las presas previo a la ingestión se han obtenido mediante la observación de la zona corporal a la que pertenecían los restos de artrópodos incluidos en los excrementos. La presencia de los distintos tagmas se ha determinado por la de sus restos o de los apéndices asociados a éstos. El abdomen, al ser la región más blanda y nutritiva, se ha considerado como ingerida en todos los casos. Sólo se ha tenido en cuenta la presencia o ausencia de dichos restos en el conjunto de la muestra.

## RESULTADOS

Se han estudiado un total de 123 excrementos en los que han aparecido 25 tipos de presa distintos pertenecientes en todos los casos al Tipo Arthropoda. Todos ellos habían sido ya encontrados al menos en un excremento tras haberse estudiado 76 de ellos. En 11 excrementos se encontraron restos que no pudieron ser identificados. El número de tipos de presas por excremento osciló entre 1 y 5 ( $X \pm SD = 1,91 \pm 0,913$ ), siendo las más frecuentes aquellas en las que sólo se encontró un tipo de presa (46,3 %).

TABLA 1

Composición de la dieta de *Myotis myotis* en la Cuenca del Río Guadix. N= Número de excrementos en los que ha aparecido algún resto identificable para cada táxon. %= porcentaje de excrementos en los que ha aparecido el táxon sobre la muestra estudiada.

*Diet of Myotis myotis from the Guadix River Basin. N= number of faeces with identifiable remains for each taxa. %= Percentage of faeces with presence of each taxa over the sample studied.*

	N	%
ARACHNIDA		
Lycosidae	5	4,06
Dysderidae	1	0,81
Araneae n.i.	14	11,38
<i>Glubia dorsalis</i>	5	4,06
<i>Chilopoda</i>		
<i>Lamyctes sp.</i>	9	7,31
HEXAPODA		
Lepidoptera n.i.	17	13,82
Diptera n.i.	4	3,25
Formicoidea ( obrera )	1	0,81
<i>Gryllus sp.</i>	8	6,50
<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	3	2,43
Orthoptera n.i.	2	1,62
Hemiptera n.i.	5	4,06
<i>Rhizotrogus sp.</i>	62	50,40
<i>Polyphylla fullo</i>	1	0,81
Scarabeoidea n.i.	10	8,12
<i>Orthomus barbarus</i>	32	26,01
Carabidae n.i.	27	21,95
Cerambycidae	2	1,62
Chrysomelidae	2	1,62
<i>Tentyria sp.</i>	1	0,81
<i>Ocypus olens</i>	5	4,06
Curculionidae	3	2,43
Orugas de Lepidoptera	13	10,57
Otras larvas	16	13,00
NO IDENTIFICADOS	11	8,93

TABLA 2

Longitud corporal (en mm) y peso seco (en mg) de algunos de los táxones presentes en la dieta de *M. myotis*.

*Body length (in mm) and dry weight (in mg) of some of the taxa appeared in the diet of M. myotis.*

	N	LONGITUD			PESO SECO		
		Rango	$\bar{X}$	SD	Rango	$\bar{X}$	SD
Lycosidae	10	10,65 - 21,60	15,3	0,261	21,82 - 120,83	58,54	0,517
Dysderidae	6	8,11 - 17,82	13,05	0,547	12,57 - 77,69	40,81	0,48
<i>Glubia dorsalis</i>	5	15,03 - 17,93	16,22	0,072	30,93 - 46,55	37,24	0,371
<i>Lamycetes sp.</i>	10	33,90 - 50,35	41,46	0,363	315,89 - 1022,96	597,11	0,338
<i>Gryllus sp.</i>	4	21,80 - 25,40	24,1	0,149	174,44 - 279,89	227,45	1,772
<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	4	37,99 - 49,48	43,37	0,245	713,03 - 1393,20	1027,39	1,713
<i>Rhizotrogus sp.</i>	43	10,51 - 18,58	14,67	0,323	32,27 - 164,17	90,19	0,33
<i>Polyphylla fullo</i>	6	33,89 - 38,30	36,7	0,119	647,99 - 942,09	793,27	2,255
<i>Orthomus barbarus</i>	20	9,56 - 11,47	10,55	0,049	12,04 - 19,08	15,63	1,188
<i>Tentytia incerta</i>	8	11,00 - 16,26	14,4	0,218	30,87 - 87,61	65,37	2,569
<i>Ocyopus olens</i>	5	19,31 - 24,23	22,63	0,104	27,66 - 71,24	47,11	0,332

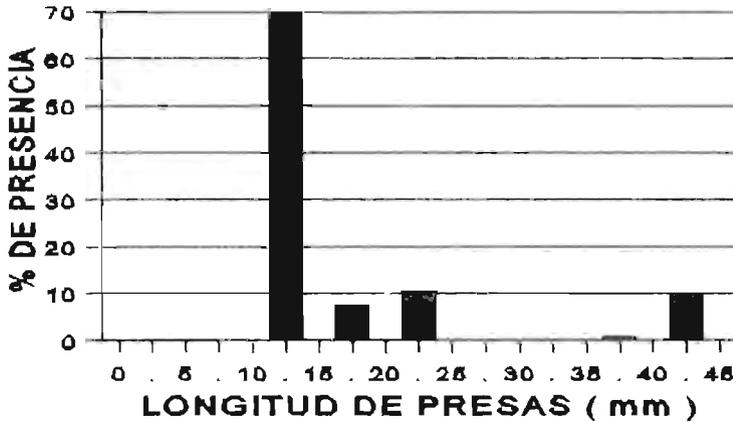


Figura 1: Distribución del tamaño de presas en la población estudiada de *Myotis myotis*.

*Prey size distribution of Myotis myotis.*

La distribución cuantitativa de los distintos táxones en los excrementos estudiados de *Myotis myotis* se expresa en la Tabla 1. La dieta de esta especie en la zona estudiada está basada en Hexapoda, destacando Coleoptera, y dentro de ellos Melolonthidae (51,2 %) y Carabidae (40,6 %), especialmente el género *Rhizotrogus* sp. en la primera familia y *Orthomus barbarus* en la segunda. Tanto el resto de los insectos como los representantes de Chilopoda y Arachnida aparecen de forma accesoria en la dieta (en ningún caso han sido encontrados en más del 20 % de los excrementos). En 3 casos se han encontrado restos de hojas de vegetales (gramíneas).

El tamaño medio de las presas se pudo determinar en los táxones que aparecieron en el 72,3 % de los excrementos, oscilando este entre los 10,5 y 43,3 mm (*Orthomus barbarus* y *Gryllotalpa gryllotalpa* respectivamente, ver Tabla 2). El tamaño de las presas presenta una distribución bimodal, con un primer grupo mayoritario de artrópodos con 10 a 25 mm de longitud y otro menos representado, entre los 35 y 45 mm. La clase modal estuvo situada entre los 10 y 15 mm (Figura 1).

Sobre el mismo porcentaje de excrementos se observó una biomasa media de entre 15,6 y 1027,3 mg (nuevamente *Orthomus barbarus* y *Gryllotalpa gryllotalpa*, ver Tabla 2). También se observó una distribución bimodal, con el grupo mayoritario con una biomasa de menos de 800 mgr. y otro mucho menos numeroso, entre 1000 y 1200 mg. La clase modal presentaba una biomasa menor de 200 mg.

En cuanto a las costumbres de vuelo de las presas, pudieron ser determinadas para táxones encontrados en el 94,3 % de los excrementos. En este caso, las presas con más probabilidad de haber sido capturadas en tierra (No voladores y Malos voladores) representaban el grupo mayoritario, hallándose en el 87,8 % de los excrementos analizados. Las presas con una mayor capacidad de vuelo aparecieron tan sólo en el 19,5 % de ellos.

Se ha comprobado la ausencia en los excrementos de fragmentos de élitros y/o alas de casi todos los coleópteros y de la cabeza, tórax y primer par de patas de Gryllotalpidae, lo que indicaría que el murciélago ratero grande rechaza las zonas más duras y/o carentes de alimento de sus mayores presas. En el resto de los casos parecen haber sido comidas en su totalidad.

## DISCUSIÓN

En su análisis de las estrategias de forrajeo de los murciélagos insectívoros, Ransome (1990) distingue entre las especies de pequeño tamaño, que seleccionan insectos que forman enjambres, dando lugar a puntos con gran densidad de presas, y los murciélagos más grandes (entre ellos el murciélago ratero grande), que dirigen su atención a tres tipos de presas. La primera de ellas serían insectos abundantes de presencia más o menos constante en

el hábitat, que constituirían las presas habituales, sustituidas cuando fuera posible por un segundo grupo de otras más escasas, pero con una mayor biomasa y más interesantes para el murciélago. Un tercer grupo, que se puede considerar marginal, sólo sería aprovechado a falta de las otras.

En la Región Eurosiberiana europea, el murciélago ratero grande basa su dieta en coleópteros de la familia Carabidae. Arlettaz y Perrin (1995) indican para Suiza su preferencia por los hábitats abiertos (cultivos de frutales, prados cortados), sin utilizar prácticamente las áreas boscosas. La gran abundancia de los carábidos en estos ecosistemas y su constancia a lo largo del periodo estival (Bauerova 1978, Arlettaz y Perrin 1995) hace que aparezcan hasta en el 85,5 % de los excrementos estudiados en esta región (Arlettaz et al. 1993), constituyéndose en su tipo de presa básico. Sin embargo, en los Alpes hay poblaciones de murciélago ratero grande en las que Carabidae es menos frecuente en su dieta, ya que su número se reduce en estos hábitats de montaña (Arlettaz et al. 1993).

Se trata de un predador oportunista que optimiza la efectividad del forrajeo cambiando de presas o de terrenos de caza en función de las variaciones en la disponibilidad de estas (Arlettaz y Perrin 1995).

Dada la variabilidad estacional de la dieta de estos animales, resulta interesante delimitar a que periodo corresponderían los excrementos analizados en esta ocasión. La presencia de *Rhizotrogus* sp. en gran número y de Gryllotalpidae indicarían que se analizan el conjunto de la dieta anual, ya que en estos Melolonthidae se produce un máximo poblacional entre Abril y Julio (dependiendo de la especie), desapareciendo en verano y volviendo a reaparecer en otoño en número mucho menor (Coca 1995), mientras que Gryllotalpidae tiene una fenología estival (Pardo et al. 1993).

La menor presencia de Carabidae en la dieta de la población estudiada en esta ocasión tiene su origen en la escasa adaptación que presentan estos coleópteros a la desecación, lo que provoca que en los ecosistemas mediterráneos sus poblaciones sean más reducidas y sigan ciclos poblacionales inconstantes, especialmente durante el verano (Sánchez-Piñero 1994). En estas condiciones, no pueden representar el recurso seguro con el que cuentan sus congéneres transpirenáticos, siendo sustituidos en parte por *Rhizotrogus* sp. No en vano, estos últimos, junto con Carabidae, aparecen al menos en el 79,3 % de los excrementos analizados. *Rhizotrogus* sp. parece mejor adaptado a la sequía estival, como prueba el hecho de que en el SE ibérico está representado por 22 especies, frente a las 5 encontradas en la Europa eurosiberiana. Como ya se ha comentado, la presencia de imagos abarca casi todo el periodo de actividad del murciélago, dando lugar a poblaciones muy densas en las que los ejemplares hacen desplazamientos cortos y a poca distancia del suelo (obs. pers.). Este comportamiento permite al murciélago ratero aprovechar este recurso sin tener que alterar sustancialmente la técnica de captura de sus presas, que está basada en la búsqueda de estas a

poca altura sobre el suelo (30 a 70 cm) y su captura con la boca, reteniéndolas después sobre el pecho o el uropatagio (Arlettaz 1996). El análisis de la capacidad de vuelo de las presas confirma estos datos: en el 51,2 % de los excrementos aparecían artrópodos no voladores, y en el 87,0 % se trataba de estos o de voladores con poca capacidad para ello.

El tamaño y la biomasa de las presas son muy similares a los encontrados en otras poblaciones europeas (Bauerova 1978, Arlettaz y Perrin 1995), destacando las de entre 10 y 15 mm de largo y menos de 100 mgr de biomasa, entre las que se incluyen *Orthomus barbarus* y *Rhizotrogus* sp. Los artrópodos de más de 35 mm de longitud (*Lamyctes* sp., Gryllotalpidae, *Polyphylla fullo*), a pesar de su escasa presencia, son muy interesantes desde el punto de vista energético, ya que su elevada biomasa (más de 500 mg) compensa sobradamente el gasto originado en su captura, por lo que son buscadas activamente por el murciélago (Ransome 1990). En estas últimas presas, es de destacar el hecho de que presentan una biomasa más alta que la mostrada en otros estudios: 597,1 a 1027,3 mg según el método de estima utilizado en este caso, frente al máximo de 300 mg indicados como máximo por Arlettaz (1996).

Una vez capturada la presa, el murciélago se eleva a mayor altura, aprovechando este momento para eliminar las partes no digeribles de esta (Arlettaz 1996). Del análisis efectuado en esta ocasión, se deduce que estas son los élitros de Coleoptera, cabeza, torax y patas anteriores en Gryllotalpidae, y alas en Lepidoptera y los insectos ya nombrados. Es de destacar como Carabidae y *Tentyria* sp. son consumidos en su totalidad, sin duda debido al hecho de que sus élitros están soldados entre sí, lo que dificultaría su eliminación.

Este manejo en vuelo se ve dificultado por el tamaño de alguna de sus presas, lo que obliga al murciélago a buscar una percha para realizar más adecuadamente este proceso. Este comportamiento ya ha sido comprobado por Arlettaz (1996) tras la captura de Gryllotalpidae.

A pesar de no haber realizado por ahora estudios sobre la disponibilidad de las distintas presas en los hábitats que rodean la mina, es posible establecer de modo aproximado cuales son las zonas de forrajeo de la colonia. Los hábitats de ribera o irrigados (castañares, alamedas y regadíos), que escapan a los efectos de la sequía estival debido a la mayor humedad de sus suelos, permiten la presencia de especies de Carabidae más exigentes con respecto a este factor y con un comportamiento fenológico semejante al de sus congéneres eurosiberianos. Este mismo factor hace que las poblaciones de Melolonthidae, cuyas larvas necesitan de una cierta humedad edáfica (Sánchez-Piñero 1994, J. M. Ávila com. pers.), sean más densas. De este modo, los recursos tróficos en estos terrenos parecen los más importantes y, por ello, deben ser el territorio de forrajeo más utilizado por el murciélago ratonero grande, especialmente los regadíos, con un arbolado disperso o inexistente.

Resulta especialmente curiosa la escasa presencia de coleópteros de la familia Tenebrionidae (*Tentyria* sp., 0,81 %) en la dieta de este murciélago. Según los estudios realizados en los medios semiáridos de la Depresión de Guadix (que comienzan a aparecer 3 km al norte de la mina) tanto en lo referido a la ecología de la coleóptero fauna presente en el área (Sánchez-Piñero 1994), como a la alimentación de los vertebrados insectívoros (Hódar 1993), los Tenebrionidae son los Coleoptera más abundantes y más intensamente explotados por aves insectívoras de tamaño medio y *Lacerta lepida*.

Por otra parte, las dimensiones y biomasa de muchos de los miembros de la familia presentes en el área (y su imposibilidad de volar) permitirían que, teóricamente, fueran unas presas muy interesantes para este murciélago. Un ejemplo es *Pimelia* sp., con una longitud media de 20,65 mm y un peso estimado de 165,82 mgr, (n = 19, datos propios), el Tenebrionidae más abundante en estos ecosistemas.

Según Arlettaz y Perrin (1995), el murciélago ratonero grande no llevaría a cabo una selección activa de presas, sino que capturaría insectos con una determinada longitud o biomasa, sin diferenciar taxonómicamente. De este modo, la única explicación plausible a la bajísima presencia de Tenebrionidae en la dieta de este murciélago sería que estos animales no utilizan como terreno de caza los hábitats semiáridos de la Depresión de Guadix.

Esta selección negativa de hábitat podría tener su explicación en la inestabilidad que presentan las poblaciones de artrópodos en estos ecosistemas, en los cuales "la productividad, composición específica e interacciones no son constantes en el tiempo ni en el espacio" (Sánchez-Piñero 1994).

#### AGRADECIMIENTOS

El Dr. J. M. Pleguezuelos, del Dpto. de Biología Animal de la Univ. de Granada me propuso la realización de este trabajo, facilitandome los medios técnicos necesarios y revisando, junto con el Dr. J. A. Hódar el manuscrito. Este último, junto con los Dres. Avila Sánchez-Jofre y Badih, me permitieron la consulta de sus colecciones entomológicas. Todos ellos me resolvieron numerosas dudas acerca de la metodología a seguir y de la taxonomía y ecología de Coleoptera. El Dr. Ibañez, de la EBD, como revisor de esta revista, aportó una inestimable ayuda, además de interesantes artículos científicos sobre el tema tratado.

La identificación específica de los ejemplares capturados en la colonia, así como su estudio fenológico fué realizado junto con el biólogo Jesús Nogueras Montiel.

#### BIBLIOGRAFÍA

- ARLETTAZ, R. (1996): Feeding behaviour and foraging strategy of free-living mouse-eared bats, *Myotis myotis* and *Myotis blythi*. *Anim. Behav.* 51: 1 - 11.
- ARLETTAZ, R., N. PERRIN (1995): The trophic niches of sympatric sibling *Myotis myotis* and *M. blythi*: do mouse-eared bat select prey? *Symp. Zool. Soc. London* 67: 361- 376.

- ARLETTAZ, R., M. RUEDI Y J. HAUSSER (1993): Ecologie trophique de deux espèces jumelles et sympatriques de chauves-souris: *Myotis myotis* et *Myotis blythi* (Chiroptera, Vespertilionidae). Premiers résultats. *Mammalia* 57: 520-531.
- BAUEROVÁ, Z. (1978): Contribution to the trophic ecology of *Myotis myotis*. *Folia Zool.* 27: 305-316.
- (1986): Contribution to the trophic bionomics of *Myotis emarginatus*. *Folia Zool.* 35: 305-310.
- COCA, M. M. (1995): *Taxonomía, filogenia y biogeografía del género Rhizotrogus (Col. Melolonthidae) en el Mediterráneo Occidental*. Tesis Doctoral. Univ. Complut. Madrid.
- CHOPARD, L. (1943): *Fauna de L'Empire Français : Orthopteroïdes de l'Afrique du Nord*. Larose. París.
- FINDLEY, J. S., Y H. BLACK (1993): Morphological and dietary structuring of a zambian insectivorous bat community. *Ecology*. 64: 625-630.
- HÓDAR, J. A. (1993): *Relaciones tróficas entre los Passeriformes insectívoros en dos zonas semiáridas del Sureste peninsular*. Tesis Doctoral. Univ. de Granada.
- MOREBY, S. J. (1988): An aid to the identification of arthropod fragments in the faeces of gamebird chicks (Galliformes). *Ibis* 130: 519-526.
- ORTEGA, E., C. SIERRA, J. QUIRANTES, J. MARTINEZ Y J. LOZANO (1988): *Proyecto LUCDEME. Mapa de Suelos E. 1:100000. Hoja 1011. Guadix*. ICONA. Madrid.
- PARDO, J. E., R. GÓMEZ Y A. DEL CERRO (1993): Orthopteroidea de los sistemas montañosos de Castilla - La Mancha (España). II. Ensifera. *Zool. Baetica*, 4: 113 - 148.
- RANSOME, R. (1990): *The Natural History of hibernating bats*. Helm. London.
- SANCHEZ-PINERO, F. (1994): *Ecología de las comunidades de coleópteros en zonas áridas de la Depresión de Guadix-Baza (Sureste de la Península Ibérica)*. Tesis Doctoral. Univ. de Granada.
- WHITAKER, J. O. (1988): Food habits analysis of insectivorous bats. Pp. 171-189 en Kunz, T. H., (Ed.). *Ecological and behavioural methods for study of bats*. Smithsonian Institution Press. New York.

Recibido, 2 marzo 1996; aceptado, 10 de octubre 1996

## DISTRIBUCIÓN Y SELECCIÓN DE HÁBITAT DE LA GARDUÑA (*MARTES FOINA*, ERXLEBEN, 1777) EN VIZCAYA Y SIERRA SALVADA (BURGOS)

J.M. VADILLO<sup>1</sup>, J. REIJA<sup>2</sup> Y C. VILÀ<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Sociedad Ornitológica LANIUS, C/ Urazurrutia 35, 5º, 48003-Bilbao

<sup>2</sup>Vía Hispanidad 23, casa 2-3, 50009-Zaragoza

<sup>3</sup>Department of Biology, University of California, Los Angeles, CA 90095, Estados Unidos.

### RESUMEN

Para analizar la distribución y selección de hábitat por la garduña (*Martes foina*) consideramos cuatro zonas en la provincia de Vizcaya y Sierra Salvada (Burgos). Aunque habita en todo el área, su abundancia es desigual, resultando escasa en la mitad oriental de Vizcaya. Aquí habita en ecosistemas desarrollados sobre afloramientos calizos, mientras que en las otras zonas el espectro de hábitats ocupados es más amplio, dando como resultado diferentes patrones de selección del hábitat en cada una. Otros autores han intentado explicar la selección por la garduña en función de su termofilia o competencia con las martas (*Martes martes*). En este estudio, en cambio, estos factores no parecen determinantes, siendo más importantes la abundancia de la especie, los hábitats disponibles, la actitud del hombre hacia ella y el modo de explotación de los recursos naturales.

*Palabras clave:* Distribución, garduna, *Martes foina*, selección de hábitat, Sierra Salvada, Vizcaya.

### ABSTRACT

*Distribution and habitat selection by the Stone Marten (Martes foina, Erxleben, 1777) in Vizcaya and Sierra Salvada (Burgos) (northern Spain).*

We studied four areas in Vizcaya province and Sierra Salvada (Burgos) (northern Spain) to assess the distribution and habitat selection by the stone marten (*Martes foina*). Although the stone marten is present throughout the area, its abundance is not uniform. It is less often seen in the eastern half of Vizcaya, where it occupies ecosystems located on calcareous outcrops, whereas in the other areas the spectrum of habitats used is increased. The habitat selection patterns are apparently different for each area. Several authors have tried to explain the stone marten's preferences as a consequence of its thermal requirements or competition with the pine marten (*Martes martes*). Nevertheless, in this study those factors do not seem to be determinant, and the species abundance, available habitats, human attitudes and the manner in which natural resources are exploited, seem to be much more important.

*Key words:* Distribution, habitat selection, *Martes foina*, Sierra Salvada, stone marten, Vizcaya.

## INTRODUCCIÓN

La garduña (*Martes foina*) es un carnívoro que se distribuye por toda la Península Ibérica (Delibes 1983a, Santos Reis 1983), coincidiendo en el Pirineo y cornisa cantábrica con la distribución de la marta (*Martes martes*) (Delibes 1983a, Castián y Mendiola 1986, Ruiz-Olmo 1990). A menudo se ha intentado explicar la selección de hábitat por esta especie como resultado de su termofilia (Waechter 1975) o por competencia con la marta (Delibes 1980, 1983b), pero muchas observaciones siguen siendo contradictorias con ambas explicaciones. En este contexto, el estudio de la selección de hábitat por la garduña en la Península Ibérica puede ser especialmente interesante para esclarecer los factores que determinan sus preferencias ecológicas por la diversidad de medios en los que se la puede encontrar, tanto en simpatria con la marta como en alopatría. Lamentablemente los estudios sobre la selección de hábitat de la garduña en la Península son aún muy escasos y a menudo parciales (Blas Arriño 1970, Delibes 1983a, Delibes y Amores 1986, Ruiz-Olmo 1990, Ruiz-Olmo et al. 1991).

El objetivo de este trabajo es estudiar la distribución y selección de hábitat de la garduña en algunas zonas del norte de España, tanto en la Región Eurosiberiana como en la Mediterránea, y en simpatria y alopatría con la marta, con el fin de intentar una primera aproximación a los factores que regulan su selección de hábitat.

## ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se ha desarrollado en la provincia de Vizcaya y en Sierra Salvada (norte de Burgos), y abarca un área de 300000 ha. El área está situada a caballo entre la Región Biogeográfica Eurosiberiana y la Mediterránea. El rango de precipitaciones (lluvia principalmente) oscila entre los 1800 y los 850 mm anuales. Las temperaturas medias anuales varían entre los 11,2° C y los 14,3° C. La cota máxima es 1475 m y la abrupta orografía condiciona el grado de poblamiento. La densidad humana es superior a los 400 hab/km<sup>2</sup>, con abundante población dispersa.

Dentro del área de estudio distinguimos cuatro zonas atendiendo a diferencias evidentes en el uso del suelo, vegetación y densidad de población humana: Oriente de Vizcaya, Occidente, Norte de Sierra Salvada y Sur de Sierra Salvada (ver Figura 1; los usos del suelo más representativos de cada zona aparecerán reflejados en la tabla 2). Aunque en las cuatro abundan los núcleos de población dispersa, las dos primeras (en especial la zona Oriental) están más pobladas que Sierra Salvada. Las plantaciones de coníferas ocupan más del 50% de la superficie de la zona Oriental, siendo mucho más escasas en el resto. El Sur de Sierra Salvada pertenece a la Región Biogeográfica

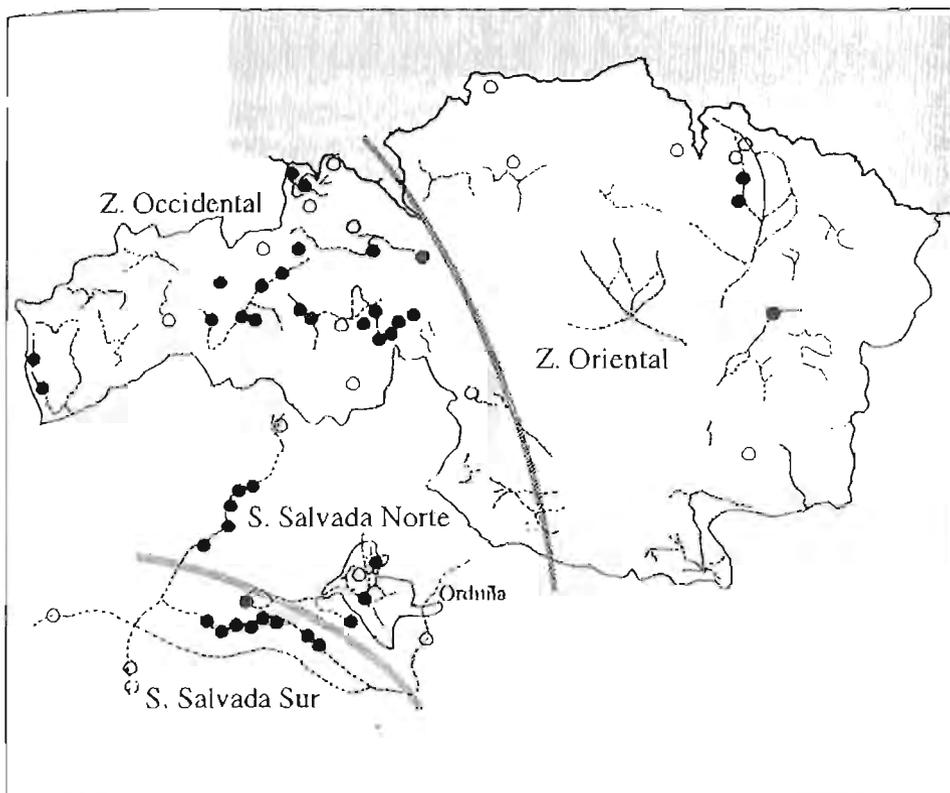


Figura 1. Distribución de las observaciones de garduña en Vizcaya y Sierra Salvada. Los puntos negros representan observaciones propias y las circunferencias las cedidas por otros naturalistas. Se indican, con líneas a trazos, los recorridos seguidos durante los conteos nocturnos, y las diferentes zonas definidas para este estudio.

*Distribution of stone marten observations in Vizcaya and Sierra Salvada. Black points represent individuals observed by the authors and open circles data provided by other naturalists. The transects followed during nocturnal counts (broken lines) and the different areas considered are also shown.*

ca Mediterránea, tiene un clima continental más seco y relieve suave. Aquí la ganadería extensiva y el desarrollo agrícola reemplazan a las praderías que se extienden por las otras zonas, y las plantaciones de coníferas son muy escasas. Los grandes macizos calizos son más abundantes en el interior de Vizcaya (zonas Oriental y Occidental).

## MATERIAL Y MÉTODOS

De octubre de 1990 a mayo de 1991 se realizaron muestreos nocturnos desde vehículos con focos de 100 W, recorriendo más de 650 km de pistas y carreteras en transectos distribuidos por las cuatro zonas de estudio (ver Figura 1). Los muestreos se efectuaron entre 22:00 h y 05:00 h. Cada transecto se recorrió un total de 2-4 veces. Durante estos muestreos se registraba la localización de cada una de las garduñas observadas. También registramos los avistamientos efectuados casualmente durante los desplazamientos de acceso a las zonas de muestreo. Todos los animales observados estaban a poca distancia de la carretera y la diferente estructura de los medios en que se vieron no parece afectar de modo relevante a su detectabilidad. Estos datos los complementamos con otras observaciones realizadas durante los últimos años por guardas y naturalistas, buscándose estos registros especialmente en las zonas en las que se obtuvo un menor número de observaciones durante los conteos nocturnos (ver resultados). Se efectuaron también 512 entrevistas a baserritarras y habitantes de las áreas rurales para confirmar los resultados obtenidos en los muestreos en lo que se refiere a la distribución de la especie y para estimar su evolución durante las últimas décadas.

Para una primera caracterización de grandes rasgos de las áreas donde son más frecuentes las observaciones de garduñas, utilizamos la base de datos de los usos del suelo y vegetación de los municipios de Vizcaya (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación 1987). Comparamos la proporción que cada tipo de hábitat representa en los municipios de las zonas con mayor cantidad de avistamientos con respecto a los del resto de la provincia. Se han excluido los municipios con superficies inferiores a 1500 ha y los del área metropolitana de Bilbao. La zona Sur de Sierra Salvada no se ha tenido en cuenta en este primer análisis por pertenecer a una Región Biogeográfica distinta y tener un uso del suelo claramente diferenciado.

Con objeto de caracterizar los hábitats seleccionados por las garduñas dentro de las áreas que ocupa, para cada observación hemos considerado, primero, la distancia al núcleo urbano más próximo y la altitud del contacto. Por otro lado, definiendo una parcela de 1 km<sup>2</sup> centrada en cada observación, hemos estimado en los mapas de vegetación de escala 1:25000 (Gobierno Vasco 1990) el porcentaje de la superficie ocupada por repoblaciones de coníferas (fundamentalmente *Pinus radiata*), caducifolios (*Quercus-Fagetes*), encinares (*Quercus ilex*), brezales-argomales (*Calluna ulicetes*), lastonares (*Festuca-Brometes*), campiñas (*Melino-Arrhenatheretes*), vegetación de sotos (*Alno-Ulmion*), tierras de labor, sin vegetación y roquedos. Utilizando el índice de Shannon (Margalef 1982) sobre estas proporciones se ha calculado la diversidad de cada parcela. Como medida complementaria de este valor de la diversidad paisajística contamos también el número de ecotonos que cortan dos ejes (norte-sur y este-oeste) de 1 km de longitud centrados en

cada observación sobre los mapas de vegetación. Entendemos por ecotono la línea de separación entre dos asociaciones botánicas diferentes. Consideramos que un área de 1 km<sup>2</sup> refleja mejor las características del hábitat seleccionado por las garduñas que valores puntuales para el lugar en que se hace la observación ya que en un mosaico de hábitats tan complejo como Vizcaya y Sierra Salvada, existe poca correlación entre el hábitat en un punto y el que le rodea. A modo de comparación se han tomado las mismas características en 90 puntos distribuidos al azar por toda el área de estudio.

Para normalizar y hacer posible la comparación estadística de la proporción de cada tipo de hábitat utilizamos la transformación angular ( $\arcsin p^{1/2}$ , siendo  $p$  la proporción de cada hábitat; Sokal y Rohlf 1981). Se utiliza el test t-Student para las comparaciones univariantes. La comparación del uso del suelo en municipios con altas y bajas densidades de garduñas la hacemos mediante análisis discriminante escalonado (Sokal y Rohlf 1981).

## RESULTADOS

Se ha obtenido información sobre 62 avistamientos de garduñas (41 a cargo de los autores). Los hábitats donde se las ha observado son muy diversos. Si consideramos parcelas de 1 km<sup>2</sup> centradas en cada observación, se

TABLA 1

Porcentaje de la superficie ocupada por cada tipo de hábitat (y desviación típica) en municipios de más de 1500 ha de zonas de Vizcaya con densidad alta (zona Occidental y Orduña) y baja o nula de avistamientos de garduñas. Se comparan los dos grupos con el test t-Student (variables normalizadas por el método del arco-seno). ns, no significativo; \*,  $p < 0,05$ ; \*\*,  $p < 0,01$ .

*Percentage of the surface covered by each habitat (and standard deviation) in municipalities larger than 1500 ha in areas of Vizcaya with high (Occidental and Orduña) and low or null density of stone marten observations. Both groups are compared with t-Student tests (variables normalised with arcsine transformation). \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ .*

	baja/nula	(n= 42)	alta	(n= 11)	t	
Labor intensiva	3,2	(2,1)	1,1	(0,7)	3,57	**
Praderas naturales	19,0	(9,2)	27,6	(13,2)	-2,33	*
Pastizales	0,2	(0,9)	1,1	(1,8)	-1,89	ns
Matorral	6,0	(5,9)	16,6	(10,5)	-4,05	**
Matorral/Frondosas	1,4	(2,2)	3,5	(5,2)	-2,09	*
Frondosas	7,6	(7,8)	12,0	(6,2)	-2,05	*
Coníferas	57,1	(18,2)	24,8	(19,0)	5,12	**
Coníferas/Frondosas	0,8	(1,2)	1,9	(2,4)	-1,82	ns
Improductivo	4,3	(5,5)	11,4	(11,7)	-2,31	*

han visto garduñas en zonas en que más del 50% de la superficie está ocupada por plantaciones de coníferas, caducifolios, encinares, brezal-argomal, campiñas o lastonares, ... Las garduñas se han visto tanto dentro de pueblos como a distancias de hasta 8 km y a altitudes entre 10 y 1050 m (prácticamente todo el rango muestreado). Los datos sugieren que las garduñas ocupan casi toda el área de estudio, pero la probabilidad de encontrarlas (y presumiblemente también su abundancia) no es uniforme (Figura 1). La zona Oriental muestra una menor densidad de contactos que las otras: aunque la distancia total recorrida en transectos de muestreo en esta zona es mucho mayor, sólo se tienen tres observaciones directas.

Los municipios incluidos en el área con el mayor número de observaciones son diferentes a los del resto de Vizcaya (tabla 1). Las coníferas cubren sólo el 25% de la superficie (en los municipios con pocos o ningún avistamiento -en la zona Oriental- representan casi el 60%). También disminuye la cantidad de tierras de labor intensiva (pero éstas representan una mínima proporción de la superficie total) y aumenta la proporción de praderas, matorral, frondosas y superficie improductiva (fundamentalmente roquedos y canteras), lo que se traduce en una mayor diversidad paisajística. Las variables que mejor discriminan entre los dos grupos de municipios son la proporción ocupada por coníferas, tierras de labor intensiva y praderas, permitiendo clasificar correctamente el 94% de los municipios en un grupo u otro.

La comparación de las características del medio en puntos al azar y en los contactos muestra la existencia de diferencias significativas en cada zona (tabla 2). En la zona Oriental los contactos ( $n=9$ ) presentan menor proporción de pinares y más caducifolios, encinares y espacios sin vegetación (formaciones calizas). La diversidad de medios y el número de ecotonos es mayor que en puntos tomados al azar. Ocho de los nueve contactos están dentro o a menos de 1,5 km de los límites de encinares cantábricos de la asociación *Lauro-Quercetum ilicis*, desarrollados sobre macizos kársticos y que representan menos del 5% de la superficie.

En cambio, en la zona Occidental las variables que muestran diferencias son otras. El número de casas y la diversidad de hábitats entorno a las observaciones ( $n=30$ ) es mayor que en los puntos tomados al azar. En la vertiente Norte de Sierra Salvada sólo resulta significativa una relativa selección de las garduñas ( $n=11$ ) por áreas con más pinares aunque estos representan menos del 1% en las parcelas tomadas al azar. En la vertiente Sur, las garduñas ( $n=12$ ) ocupan zonas con menos tierras de labor y más encinar, campiñas y caseríos.

Las entrevistas con caseros y población rural confirman que la distribución de la especie se corresponde con la deducida por nuestras observaciones. También sugieren que la garduña es hoy más abundante en casi toda el área de estudio que en los últimos 30 años.

TABLA 2

Media (y desviación típica) del número de casas, distancia al núcleo urbano más próximo (en km), número de ecotonos (ver texto), diversidad y del porcentaje de cada tipo de medio en parcelas de 1 km<sup>2</sup> centradas en cada avistamiento de garduñas y en puntos al azar dentro de cada una de las zonas consideradas en el estudio. Comparación de los puntos al azar y los avistamientos de garduñas con tests t-Student; en negrita, p < 0,05.

*Mean (and standard deviation) number of houses, distance to the nearest village (km), number of ecotones (see text), diversity and percentage of each habitat type in 1 km<sup>2</sup> squares centered in each stone marten observation and at points randomly selected inside each area. The comparison between random points and stone marten observations are made with Student's t tests; bold, p < 0.05.*

	ZONA ORIENTAL			ZONA OCCIDENTAL			NORTE S. SALVADA			SUR S. SALVADA		
	garduña (n=9)	azar (n=27)	t	garduña (n=30)	azar (n=21)	t	garduña (n= 11)	azar (n= 14)	t	garduña (n=12)	azar (n= 28)	t
Casas	10,9 (15,2)	13,3 (11,3)	-0,51	32,8 (37,1)	9,1 (12,5)	<b>2,81</b>	2,3 (3,8)	4,3 (6,0)	-0,97	22,9 (19,5)	4,6 (10,1)	<b>3,70</b>
d. pueblo	1,7 (1,1)	1,8 (1,3)	-0,07	1,7 (1,7)	2,1 (1,7)	-0,90	2,0 (1,8)	1,6 (1,2)	0,69	0,6 (0,7)	0,9 (0,6)	-1,33
%pinar	27,1 (19,6)	51,8 (16,4)	<b>-3,77</b>	26,0 (22,6)	29,3 (21,9)	-0,65	9,3 (15,0)	0,4 (1,2)	<b>2,37</b>	3,8 (9,3)	2,8 (7,2)	0,21
%caducifo.	13,0 (14,3)	5,8 (6,0)	1,60	11,6 (14,4)	9,2 (7,2)	0,22	33,7 (21,7)	33,6 (15,6)	0,88	19,2 (11,0)	19,6 (18,4)	0,36
%encinar	26,8 (18,2)	2,1 (9,6)	<b>5,80</b>	4,4 (10,5)	1,7 (6,6)	0,98	5,0 (12,1)	2,9 (7,6)	0,57	8,3 (20,4)	0,0 (0,0)	<b>2,60</b>
%sotos	0,2 (0,7)	0,7 (2,6)	-0,25	1,9 (3,9)	0,4 (1,5)	1,44	1,2 (2,1)	0,6 (1,3)	0,65	0,4 (1,4)	0,9 (2,0)	-0,76
%brez.-arg.	7,8 (14,9)	5,9 (15,7)	0,64	14,9 (17,5)	17,3 (23,0)	-0,30	10,8 (15,4)	19,7 (18,6)	-1,67	3,3 (4,9)	6,8 (6,6)	-1,64
%lastonar	0,2 (0,7)	0,3 (1,6)	0,25	11,7 (16,4)	9,4 (17,5)	0,99	8,2 (11,7)	5,4 (9,1)	0,47	10,8 (5,8)	14,7 (14,6)	-0,84
%campiña	24,3 (19,1)	33,4 (18,0)	-1,04	27,1 (18,6)	30,7 (29,2)	0,08	31,9 (17,1)	37,3 (19,8)	-0,74	36,6 (24,9)	12,1 (13,5)	<b>3,62</b>
%labor	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,00	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,00	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,00	16,7 (12,6)	42,8 (28,5)	<b>-2,73</b>
%sin veget.	0,4 (0,9)	0,0 (0,0)	<b>2,70</b>	0,9 (2,6)	0,7 (3,3)	0,74	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,00	0,8 (1,9)	0,4 (1,3)	0,91
%roquedos	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,00	1,5 (7,5)	1,2 (5,5)	0,14	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,00	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,00
n. ecotonos	47,8 (13,0)	36,8 (10,7)	<b>2,54</b>	46,3 (14,4)	44,3 (15,0)	0,49	43,5 (10,5)	42,4 (14,0)	0,18			
diversidad	1,67 (0,30)	1,22 (0,24)	<b>4,62</b>	1,68 (0,39)	1,43 (0,45)	<b>2,18</b>	1,60 (0,35)	1,52 (0,28)	0,68	1,81 (0,44)	1,64 (0,55)	0,99

## DISCUSIÓN

El incremento de la población de garduñas en los últimos años coincide con lo observado por Rasmussen et al. (1986), Herrmann (1989), Stubbe (1989, en Libois y Waechter 1991) para otras regiones de Europa. La mejoría de las condiciones para la garduña pueden ser debidas al fin de su caza sistemática (su piel ha dejado de tener valor), el incremento de las áreas de matorral y bosque joven, y el abandono de muchos edificios rurales. La garduña nunca desapareció del territorio pero seguramente estuvo mucho más ceñida a los hábitats menos alterados desde los cuales ha colonizado las áreas circundantes. Actualmente se encuentra ámpliamente distribuida por el área de estudio. Sin embargo, su abundancia varía mucho de una zona a otra.

En todo el área de estudio la garduña habita en los macizos calizos donde la roca aflora en mayor o menor grado. Estos pueden estar cubiertos de encinar, tanto eurosiberiano como mediterráneo, hayedos claros, arboledas mixtas, comunidades de sustitución de estos tipos de bosques o un mosaico de todos ellos. Estos medios son los mejor conservados. La escasez de suelo imposibilita los aprovechamientos agrosilvícolas y sólo son utilizados por ganadería extensiva de manera muy laxa. Coincidiendo con Heptner y Naumov (1974) podemos considerarlos como los hábitats "originales" de la garduña. Waechter (1975), Delibes (1978) y Choltolchu et al. (1980) también señalan los ambientes rocosos, más o menos forestados como el hábitat preferido por la especie.

Las diferencias en la selección de hábitat entre la zona Oriental y las otras tres resultan de la ampliación, en las últimas, del espectro de hábitats explotados. En la zona Oriental los usos tradicionales del territorio y la vegetación natural se han reducido de manera dramática y a menudo se encuentran aislados por extensas masas de coníferas. Estas plantaciones reducen la diversidad del medio, simplifican el paisaje. Esta homogeneización no parece favorable para la garduña. En nuestro estudio, la diversidad de medios cerca de cada avistamiento ha sido mayor que en puntos tomados al azar para todas las zonas consideradas. Este carnívoro es muy dependiente de los setos, taludes entre diferentes cultivos y lindes de bosques (Broekhuizen 1983, Skirnisson 1986, Marchesi et al. 1989). A juzgar por el tipo de medios en que se producían las observaciones, las garduñas evitan en gran medida los bosques de coníferas, como ya ha sido puesto de manifiesto en otras áreas (Heptner y Naumov 1974, Ruiz-Olmo et al. 1991, Libois y Waechter 1991). Esto resulta más llamativo si consideramos que estas masas de coníferas no están ocupados por la marta (Castián y Mendiola 1986) y están enclavadas en el piso bioclimático colino, con temperaturas relativamente altas, y a la garduña se le supone cierta termofilia (Waechter 1975, Libois y Waechter 1991).

En la zona Occidental de Vizcaya a pesar de haberse reducido de manera importante la vegetación original se han conservado en mayor medida los usos tradicionales del suelo. La garduña está ampliamente distribuida y habita zonas con población humana dispersa y áreas circundantes, beneficiándose de un hábitat más diverso y refugios seguros (caseros, minas, escombreras ...). Hoy en día es mayor el número de garduñas "humanizadas" que "silvestres" (el 53% de las observaciones se efectuaron en lugares con 10 ó más casas en las proximidades), aunque sigue sin ocupar de manera importante los grandes núcleos de población.

En el Norte de Sierra Salvada las garduñas ocupan todos los hábitats. La aparente selección de los pinares, con escasa representación en la zona, podría ser el reflejo de la selección de ambientes más diversos ya que se trata de plantaciones pequeñas. Se conservan los usos tradicionales del suelo (con praderías, pastizales con setos, caseríos dispersos) y vegetación nativa. La diversidad es alta en todos los sentidos. La garduña es frecuente en todo el territorio ocupando desde las proximidades a viviendas hasta los parajes más agrestes. Es en esta zona también en la que se han obtenido más indicios sobre la presencia de martas. Esta especie ha sido detectada muy puntualmente tanto en los bosques de coníferas (alóctonas o autóctonas) como en algunos hayedos extensos.

En el Sur de Sierra Salvada, ya en la Región Mediterránea, la situación cambia bastante. Las características geográficas y climatológicas han favorecido el desarrollo de cultivos extensos. La mecanización ha reducido la superficie ocupada por setos, bosquetes, praderías y diferentes áreas marginales. Entorno a los núcleos de población dispersa se mantienen las zonas de vocación ganadera, parecidas a las situadas al norte de la Sierra y es aquí donde habita la garduña en mayor medida. La garduña encuentra refugios en los caseríos y robledales, así como un medio diverso y rico desde un punto de vista trófico, mientras que evita los fondos de los valles, intensamente explotados.

En nuestra área de estudio la garduña se comporta como un antropófilo "opcional", como también lo hacen la gineta, la comadreja, el zorro o el visón (Castián y Mendiola 1986). El hombre genera, directa o indirectamente, gran cantidad de recursos tróficos y refugios susceptibles de ser aprovechados por los predadores si se les permite. Delibes (1980, 1983b) sugiere que es la competencia con la marta la que lleva a la garduña a este comportamiento antropófilo en algunas zonas, pero nuestros resultados no nos permiten apoyar esta hipótesis. Es precisamente en el Norte de Sierra Salvada, donde convive con la marta (Castián y Mendiola 1986) y ésta alcanza sus mayores densidades (comentarios de cazadores y caseros, observaciones personales), donde no se aprecia una clara preferencia por ningún hábitat, y la mayor convivencia con el hombre se produce en ambientes sin martas o con estas en número muy bajo. Nuestros resultados tampoco apoyan la hipótesis de Waechter (1975), que intenta justificar la convivencia con el hombre con

la termofilia de la especie, menos preparada para climas fríos que la marta. La selección de hábitat en zonas separadas por pocos kilómetros y con poca variación térmica hemos visto que puede ser muy diferente. A nuestro modo de ver, las causas que justifican las variaciones en la selección de hábitat en nuestra área de estudio pueden estar más ligadas a la disminución de la presión por parte del hombre (y el subsecuente aumento del tamaño de las poblaciones de garduñas), el incremento del número de casas abandonadas, el modo de explotación de los recursos naturales y la disponibilidad de los diferentes hábitats.

#### AGRADECIMIENTOS

J. del Villar, A. Galarza, J. Hidalgo, G. Duralde, G. Ocio, J. Urien, M. Zarraga, J. Zorroza y F. Silván nos han proporcionado datos sobre avistamientos de garduñas para completar los nuestros.

#### BIBLIOGRAFÍA

- BLAS ARITIO, L. (1970). *Estudio bioecológico de la Familia Mustelidae*. Servicio de Pesca Continental, Caza y Parques Nacionales, Madrid.
- BROEKHUIZEN, S. (1983). Habitat use of beech marten (*Martes foina*) in relation to landscape elements in a Dutch agricultural area. *Proc. XVIIth Int. Congress Game Biol.*
- CASTIÉN, E. E I. MENDIOLA (1986). Atlas de los mamíferos continentales de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa. Pp 269-325 en Alvarez, J. , A. Bea, J.M. Faus, E. Castián e I. Mendiola (eds.). *Atlas de los Vertebrados de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco, Viceconsejería de Medio Ambiente, Bilbao.
- CHOLTOLCHU, N., M. STUBBE Y N. DAWAA (1980). Der Steinmarder, *Martes foina* (Erxleben, 1777) in der Mongolei. *Acta Theriol.* 25: 105-114.
- DELIBES, M. (1978). Feeding habits of the Stone Marten, *Martes foina* (Erxleben, 1777), in northern Burgos, Spain. *Z. Säugetierk.* 43: 282-289.
- (1980). Ecología geográfica de la garduña, *Martes foina* (Erxleben, 1777): hipótesis para explicar su sinantropía en Centroeuroa. *Actas I Reunión Iberamer. Zool. Vert., La Rábida 1977.* 233-240 pp.
- (1983a). Distribution and ecology of the Iberian carnivores: a short review. *Actas XV Congr. Int. Fauna Cinegética y Silvestre. Trujillo 1981.* 359-378 pp.
- (1983b). Interspecific competition and the habitat of the Stone Marten *Martes foina* (Erxleben 1777) in Europe. *Acta Zool. Fennica* 174: 229-231.
- DELIBES, M. Y F. AMORES (1986). The Stone Marten *Martes foina* (Erxleben, 1777) (Mammalia, Carnivora) from Ibiza (Pitiusic, Balearic Islands). *Misc. Zool.* 10: 335-345.

- GOBIERNO VASCO (1990). *Mapa de vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Escala 1: 25.000*. Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, Bilbao.
- HEPTNER, V.G. Y N.P. NAUMOV (1974). *Die Säugetiere der Sowjetunion. Band II*. Fischer Verlag, Iena.
- HERRMANN, M. (1989). Social organization in *Martes foina* and ecological determinants of home range size under urban, agricultural and woodland use of land. *Vth Int. Theriol. Congress, Roma*.
- LIBOIS, R. Y A. WAECHTER (1991). *La fouine (Martes foina Erxleben, 1777)*. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères, Encyclopédie des carnivores de France 10. Bohallard.
- MARCHESI, P., N. LACHAT, R. LIENHARD, PH. DEBIEVE 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.
- MARGALEF, R. (1982). *Ecología. 4ª ed.* Omega, Barcelona.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA PESCA Y ALIMENTACIÓN (1987). *Mapa de cultivos y aprovechamientos del País Vasco. Escala 1: 200000*. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- RASMUSSEN, A.M., A.B. MADSEN, T. ASFERG, B. JENSEN Y M. ROSENGAARD (1986). Undersogelser over husmaren (*Martes foina*) i Danmark. *Danske Viltunders.* 41: 1-39.
- RUIZ-OLMO, J. (1990). El poblament dels grans mamífers a Catalunya. I. Carnívors: distribució i requeriments ambientals. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.* 58 (sec. Zool.) 8: 87-98.
- RUIZ-OLMO, J., X. PARELLADA, J. ORTA Y G. JORDÁN (1991). Estudios preliminares sobre la estructura invernal de la comunidad de macro y meso mamíferos en ecosistemas subalpinos y montanos del Pirineo. *Ecología* 5: 233-242.
- SANTOS REIS, M. (1983). Status and distribution of the Portuguese Mustelids. *Acta Zool. Fennica* 174: 213-216.
- SKIRNISSON, K. (1986). Untersuchungen zum Raum-Zeit-System freilebender Steinmarder (*Martes foina* Erxleben, 1777). *Beitr. Wildbiol.* 6: 1-200.
- SOKAL, R.R. Y J.F. ROHLF (1981). *Biometry. 2ª ed.* W.H. Freeman and Company, New York.
- STUBBE, M. (1989). Baum-und Steinmarder *Martes martes* (L.) *Martes foina* (Erxleben). Pp. 478-502, en: Stubbe, H. (ed.). *Buch der Hege I. Haarwild*. Verlag Harri Deutsch, Francfort.
- Waechter, A. (1975). Ecologie de la fouine en Alsace. *Terre et Vie* 29: 399-457.

Recibido, 9 enero 1995; aceptado, 22 octubre 1996

## NUEVO MODELO DE TRAMPA PARA REDUCIR EL IMPACTO DE LA PESCA DEL CANGREJO SOBRE LOS VERTEBRADOS EN LAS MARISMAS DEL GUADALQUIVIR

PEDRO JOAQUÍN GUTIÉRREZ-YURITA<sup>1</sup>, ANDY GREEN<sup>2</sup>, M<sup>a</sup> ARÁNZAZU LÓPEZ-ROMERO<sup>1</sup>, MIGUEL ANGEL BRAVO<sup>1</sup> Y CARLOS MONTES<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento Interuniversitario de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid.

Madrid, 28049. Tel. (91) 3978.008. Fax. (91) 3978.001. E-Mail: PJMEX@BOSQUE.SDI.UAM.ES

<sup>2</sup>Estación Biológica de Doñana, CSIC, Sevilla. Tel. (95) 4232340. E-mail: ANDY@EBD03.EBD.CSIC.ES

### RESUMEN

La pesca del cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*) introducido en el Bajo Guadalquivir tiene un impacto negativo sobre la avifauna y herpetofauna de las marismas. La trampa para su pesca más utilizada es la nasa holandesa, la cual, al no ser selectiva, permite la entrada de numerosas especies de vertebrados, los cuales usualmente mueren dentro de ella. Dentro de las especies más afectadas por este tipo de trampa se incluyen la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*), amenazada a nivel mundial y catalogada en el Libro Rojo de España como en peligro de extinción al igual que la polluela chica (*Porzana pusilla*), el pato colorado (*Netta rufina*) considerada como especie rara y el calamón común (*Porphyrio porphyrio*) como especie vulnerable. Se presentan datos cuantitativos del número de vertebrados hallados muertos en este tipo de trampas en el Brazo del Este en Mayo y Junio de 1994. Se encontraron un total de 51 vertebrados en 136 trampas revisadas.

Se presenta el diseño de un nuevo modelo de trampa, la trampa vertical, que puede reducir el impacto de la pesca del cangrejo sobre los vertebrados. Estudios en el Parque Nacional de Doñana con esta trampa mostraron que es más eficaz que la nasa holandesa para capturar cangrejos, al mismo tiempo que captura menos galápagos y por su diseño se reduce la mortalidad de los animales que lleguen a entrar. De la misma forma, la captura de aves acuáticas es menor, por lo que debería usarse en lugar de la trampa tradicional.

**Palabras clave:** Áreas naturales protegidas, aves acuáticas, conservación, marismas del Guadalquivir, mortalidad de vertebrados, nueva trampa para cangrejos, Parque Nacional de Doñana, pesca del cangrejo rojo, *Procambarus clarkii*.

### ABSTRACT

*New trap design to reduce the impact of red swamp crayfish (Procambarus clarkii) fishing on some vertebrate populations in the Guadalquivir marshes.*

Fishing for an introduced crayfish in the lower Guadalquivir has a negative impact on the avifauna and herpetofauna in the marshes. The net used most often is the "Holland-net" which is totally unselective and causes the mortality of most of the vertebrates entering. Species

affected by the nets include the Marbled Teal (globally threatened and listed in the Spanish Red Data Book as Endangered) and Baillon's Crake (Endangered), the Red-crested Pochard (Rare) and the Purple Swamphen (Vulnerable). We present quantitative data on mortality of vertebrates in nets in the Brazo del Este in May-June 1994. A total of 51 vertebrates were found in the 136 nets that were studied.

We present a new trap design, the "vertical trap", which should reduce the impact of fishing on vertebrate populations. Studies in Doñana National Park showed that this trap is more effective than the "Holland-net" at catching crayfish, yet it catches fewer terrapins and reduces the mortality of the vertebrates trapped inside it. We argue that it will also catch many fewer waterbirds, and should be used instead of the traditional net design.

*Keywords:* Conservation. Doñana National Park, Guadalquivir marshes, natural protected areas, new crayfish trap, *Procambarus clarkii*, red swamp crayfish fishery, vertebrate mortality, waterfowl.

## INTRODUCCIÓN

La introducción del cangrejo rojo de las marismas (*Procambarus clarkii* Girard) en el Bajo Guadalquivir en 1974 (Gaudé III 1986), ha provocado importantes cambios tanto en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos como en las actividades sociales de la región (Montes et al. 1993). Estas perturbaciones cobran mayor importancia cuando más afectan a espacios tan emblemáticos desde el punto de vista de la conservación como el Parque Nacional de Doñana (PND) y su Entorno protegido.

El impacto directo de esta especie sobre el entorno y las poblaciones de vertebrados se encuentra en los cambios generados en las redes tróficas de los ecosistemas acuáticos que invade, ya que al destruir las praderas de vegetación sumergida conduce al sistema desde un modelo ecológico de aguas claras hasta otro de aguas turbias (Sheffer et al. 1993). Por otro lado, algunas especies de vertebrados lo han aprendido a cazar y actualmente lo utilizan como parte común de su dieta (Hernando 1978, Costa 1984, Amat y Soriguer 1984, Adrián y Delibes 1987, Delibes y Adrián 1987, Palomares y Delibes 1991, Senra y Ales 1992). Mientras que otras especies de animales ven reducida la cantidad de su alimento por la destrucción de las praderas de macrófitas, efecto provocado, entre otras cosas, por la actividad del cangrejo (Duar-te et al. 1990, Montes y Bernués 1991).

El arte de pesca que se emplea para su captura es la "nasa holandesa", la cual se deja en funcionamiento durante más de un día -incluso se ha comprobado que hay nasas colocadas más de 15 días-, sin que el pescador las revise. Una vez revisada la nasa, el pescador la vuelve a colocar para repetir la misma operación. Los pescadores colocan sus nasas de tal manera que éstas queden semi-sumergidas y alineadas de una forma que se constituyen en verdaderas barreras entre la vegetación obstaculizando el desplazamiento de las aves y otros vertebrados acuáticos. Lo grave de esta forma de pescar, es que en las nasas se produce la muerte de la fauna que accidental-

mente queda atrapada en ella, ya sea por ahogamiento o por inanición (aves, anfibios y reptiles), ya que la mayoría de los animales son dirigidos adentro de las nasas por sus "pantallas" y no pueden salir por el reducido tamaño de su malla (Asensio 1991, Montes et al. 1993). En lo referente al Parque Nacional de Doñana (PND), Molina (1984) indica que en 1982 se pescaba un ave cada 5,4 nasas por día. En el BDE, Asensio (1991) estimó que se capturaron 42000 aves durante 1989. Cabe resaltar que asociado al impacto de la pesca de este recurso, está la destrucción de la vegetación ribereña, ocasionado por el continuo trasiego de los pescadores tanto al colocar las nasas como al recogerlas, lo cual repercute en la reducción de lugares de refugio, alimentación y anidada de las aves y otros vertebrados que habitan estos ambientes.

Debido a lo anterior, se han dictaminado normativas legales para regular la pesca del cangrejo americano, relacionadas con el periodo de la temporada de pesca y número de nasas así como en el diseño de estas últimas (BOJA del 20 de Agosto de 1996). En este artículo además de presentar nuevos datos del impacto de la pesquería del cangrejo rojo sobre la población de vertebrados en las Marismas del Guadalquivir, se propone un nuevo modelo de trampa basado en un diseño vertical, denominada "trampa vertical", y se realiza un análisis comparativo de las nasas holandesas con el de la trampa vertical en el Parque Nacional de Doñana en términos de su eficiencia e impacto potencial.

## MATERIAL Y METODOS

### *Área de estudio*

El trabajo se realizó en la marisma dulce del Parque Nacional de Doñana (PND) y en el Paraje Natural Brazo del Este (BDE).

El PND está situado en la margen derecha de la desembocadura del Río Guadalquivir, Sur-Oeste de la Península Ibérica y cubre un área de 50.720 ha, de las cuales aproximadamente 27000 ha corresponden a marisma (IUCN 1987) (Fig. 1). Desde un punto de vista geomorfológico el PND incluye dos dominios, litoral y continental y desde una perspectiva ecológica comprende cuatro ecodistritos: eólico, marisma, costero y arenales (Montes et al. en prensa). Los sitios de muestreo dentro del PND fueron las zonas del parque consideradas como centros de dispersión del cangrejo que son los medios acuáticos permanentes, semipermanentes o temporales de la zona de contacto entre la marisma de la Rocina-Guadiamar y las dunas estables (vera). Dentro de esta ecosección se eligieron como puntos de muestreo la zona aluvial y cono aluvial de los arroyos temporales de Soto Grande y Soto Chico, la Laguna hipogénica de aguas semipermanentes del Sopotón y las lagunas artificiales normalmente con agua permanente (1993-1995) del Lucio del Palacio y Lucio del Bolín.



da por extensas praderas de *Ranunculus peltatus*, *Potamogeton pectinatum*, *P. tricoides*, *Zanichellia obtusifolia*, *Callitriche truncata* y *Chara* spp. tanto en los Sotos como en los Lucios y la Laguna de Sopotón.

El Brazo del Este (BDE) es un cauce natural de aproximadamente 23 Km de largo con una anchura media de 100 m situado al noreste de las marismas del Guadalquivir. Constituye uno de los tres cauces fluviales en que se divide el Río Guadalquivir al entrar en la zona noreste de su marisma (Barrera et al. 1984). Especialmente desde los años 60 este brazo del Guadalquivir ha sufrido importantes cambios por la construcción de un muro de defensa de avenidas que aisló varios tramos de su cauce y la de un canal de regadío que terminó por alterar completamente su régimen natural de inundación y desencadenó un fuerte proceso de colmatación. La vegetación acuática está formada por manchas de eneas (*Thypha domingensis*), carrizos (*Phragmites australis*) y castañuela (*Scirpus maritimus*). Las macrófitas acuáticas dominantes son *Potamogeton pectinatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Zanichellia contorta* y *Myriophyllum spicatum*.

### Muestreo

El periodo de muestreo dentro del PND osciló de dos a seis meses, esta variabilidad se debió a las diferencias en el régimen hídrico de los medios acuáticos estudiados. En todos los casos la toma de muestra fue mensual y el tiempo de duración de las trampas en funcionamiento fue de 24 h; en ningún caso se cebaron las trampas. La disposición de las trampas en cada punto de muestreo fue alterno, es decir, se colocaba una NH seguida de una TV, la cual era seguida de otra NH y así sucesivamente hasta abarcar 200 m del perímetro del sistema acuático. El lugar de la trampa en cada estación se respetó durante todos los muestreos. La distancia entre trampas varió de 10-15 m siguiendo la orilla de los tramos de muestreo, a la manera que lo hacen los pescadores profesionales (Asensio 1991).

En el Brazo del Este, específicamente en las localidades donde la cercea pardilla fue observada con regularidad en el año 1994, como son el Rebo-so, Curva del Conde y Caño Navarro (Fig. 1), se inspeccionó el contenido de aproximadamente un 25% de las nasas colocadas semanalmente por los pescadores profesionales. Los muestreos se llevaron a cabo en Mayo y Junio de 1994, revisándose en total 146 nasas. Cada red se revisó sólo una vez y de forma independiente al pescador, es decir, antes de que ellos las revisaran.

### Descripción de las trampas

Nasa holandesa (NH): Es un saco de red (apertura de malla de 0,8 a 1,5 cm) en forma de embudo con un diámetro de 0,5 m y una longitud de 2 m aproximadamente. Dentro del embudo principal de la red se encuentran tres

pequeños embudos llamados “muertes”, los cuales permiten entrar a las presas al interior del saco, pero no les dejan salir. El diseño se completa con una red de 1m de longitud y de la misma altura denominada “pantalla”, que colocada delante de la boca sirve para dirigir a los animales hacia el interior de la trampa. El montaje se realiza mediante un par de estacas, una al principio de la pantalla y otro en el fondo del último saco, próximo al amarre. Los cangrejos pescados se recogen desatando el último saco (Fig. 2a).

Trampa vertical (TV): Es un cilindro de red (abertura de malla de 0,8 cm) que mantiene su forma mediante un aro en cada extremo. Su diámetro es de 0,5 m y su longitud de 1 m aproximadamente. La parte que se apoya en el substrato, presenta dos aberturas laterales de 0,1 m de diámetro cerca del aro inferior, y delante de cada una de ellas hay una “pantalla” de 0,3 m de alto por 1 m de largo, lo que permite la entrada de los cangrejos a la trampa. Dentro del saco de la trampa, cada boca se continúa con un embudo similar a las muertes de la nasa holandesa. La trampa se fija al sustrato por medio de dos estacas que la mantienen tensa y operativa. La pesca se recoge levantando la red y desatando el extremo superior de la trampa (Fig. 2b).

### *Registro de los datos*

A los cangrejos capturados se les tomaron los siguientes datos: longitud total, longitud cefalotorácica, peso; sexo y estado reproductor (Forma I, adulto; Forma II, juvenil) (Gutiérrez-Yurrita et al. 1994).

La captura de animales mediante el método de trampeo está sujeta entre muchas variables, a la actividad de los animales que se quieren capturar. De esta forma, más que analizar datos de densidades absolutas o relativas de animales en un determinado hábitat, se analiza la densidad de los animales cuando están activos. La densidad en actividad de los cangrejos se evaluó dividiendo el número total de individuos capturados en todas las trampas del mismo tipo para cada punto de muestreo, entre el número total de trampas colocadas y se expresó como individuos por trampa (ind/trampa). La biomasa se estimó transformando los datos de densidad en actividad a gramos considerando la talla media de los individuos capturados y transformando estos datos a gramos utilizando el siguiente modelo alométrico:  $\text{Log. Peso (g)} = \text{Log. } a + b \text{ Log Long. (cm)}$  (Gutiérrez-Yurrita et al. en prensa). El análisis comparativo de la biomasa entre modelos de trampas sirvió como medida para calcular la eficiencia de las trampas.

Con la prueba estadística de Mann-Whitney ( $\alpha = 0,05$ ) se compararon los resultados del número de animales de los diferentes grupos de vertebrados capturados en las trampas, divididos entre el número de trampas colocadas de cada modelo. Con la prueba de estadística de  $t$  ( $n_1 \pi$   $n_2$ ,  $s_1 \pi s_2$ ;  $\alpha = 0,05$ ) se compararon las densidades en actividad y biomasa entre las trampas para cada localidad de muestreo.

TABLA 1.  
 Representación de las presencias (\*) y ausencias ( ) de las especies de anfibios en cada una de las trece cuencas fluviales que componen la cuenca hidrográfica del sur de España.  
 Representation of presence (\*) and absence ( ) data of the amphibians in each of the 13 river basins in the Mediterranean Watershed of Southern Spain.

ESPECIES	CUENCAS HIDROGRAFICAS												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>Salamandra salamandra</i>	*	*	*	*	*	*		*					
<i>Pleurodeles waltli</i>	*	*	*	*	*	*							
<i>Triturus marmoratus</i>	*	*		*	*	*							
<i>Discoglossus galganoi</i>	*	*	*	*	*	*	*	*		*			
<i>Alytes obstetricans</i>						*	*	*		*	*	*	
<i>Pelobates cultripipes</i>	*	*	*	*	*	*	*						
<i>Pelodytes punctatus</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*			*	
<i>Bufo bufo</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Bufo calamita</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Hyla meridionalis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*			
<i>Rana perezi</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

En cuanto al impacto negativo directo sobre otras especies de vertebrados dentro del PND y puesto que no se encontraron en la literatura especializada datos acerca de la densidad relativa de individuos para cada especie de vertebrados capturados en las nasas en los distintos lugares de muestreo, sólo se hacen comparaciones entre modelos de trampa en cada localidad y no entre localidades.

## RESULTADOS

Se observa en la Tabla 1 que la máxima densidad en actividad de cangrejos se alcanzó en el Lucio El Bolín con el modelo de Trampa Vertical (30,4 ind/trampa), mientras que la densidad mínima se localizó en el mismo lugar, pero con la Nasa Holandesa (0,14 ind/trampa). En términos generales, tanto la densidad en actividad como la eficiencia de las TV fueron claramente superiores ( $p < 0,05$ , MW-test) a las NH en todos los lugares de muestreo con excepción del Arroyo Soto Chico. La elevada eficiencia registrada en el Lucio El Bolín se debió fundamentalmente a que en la primavera (Marzo-Abril) se capturaron 203 individuos del estado reproductor II pero de gran tamaño ( $> 2$  cm de longitud de cefalotórax), mientras que en las otras estaciones la cantidad de cangrejos capturados fue inferior y de tallas más diversas.

TABLA 1

Comparación de la densidad en actividad y la biomasa de las trampas para la pesca de cangrejos en diversos lugares del Parque Nacional de Doñana.

*Comparisons of the activity density and biomass of capture of crayfish for the different trap designs in various locations in Doñana National Park.*

Variable	Trampa	Palacio	Bolín	Sopetón	Soto Grande	Soto Chico
EFICIENCIA (Ind/trampa)	NH	1,3	0,14	4,1	1,5	2,7
	TV	2,3	30,4	7,5	2,31	0,71
U-test			***	**	*	**
BIOMASA (g)	NH	13,9	1,7	13,3	11,2	7,6
	TV	24,6	369,1	30	17,24	2,6
U-test	NH	**	***	**	*	**
No. de trampas	TV	196	7	37	20	20
	54	8	16	20	20	

NH: Nasa Holandesa; TV: Trampa Vertical.

\*Diferencias estadísticas (Mann-Whitney U-test): \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$  al comparar los dos modelos de trampas del mismo ecosistema.

En la Tabla 2 se condensan el número de animales capturados de cada especie por localidades a lo largo del estudio. La clase de vertebrado más abundante en las trampas (NH y TV) fue la Amphibia, representada básicamente por la rana común (*Rana perezi*) con 368 individuos capturados en total, de los cuales, 267 quedaron atrapados en las NH. No obstante, al dividir el número de animales atrapados por localidad entre el número de trampas colocadas en el mismo lugar para cada modelo de trampa, no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0,05$ , t-test) entre los dos diseños de trampas. Sin embargo, sí hubo marcadas diferencias en el estado aparente de salud de los animales, ya que muchos de los anfibios dentro de las NH, especialmente cuando había al menos cinco cangrejos adultos, sufrieron daños graves e incluso perecieron por los ataques de estos, cosa que no ocurrió en las TV. Cabe señalarse que por observaciones directas en campo se vio que ésta es la especie más abundante en los sistemas estudiados, seguida de los galápagos.

TABLA 2

Números de vertebrados acuáticos atrapados en las Nasas Holandesas -NH- y Trampas Verticales -TV- dentro del Parque Nacional de Doñana<sup>1</sup>

*Numbers of aquatic vertebrates captured in Holland-Nets (NH) and Vertical Traps (TV) in Doñana National Park<sup>1</sup>*

Especie de Vertebrado No. trampas	Categoría <sup>2</sup>	Lucio del Palacio		Lucio el Bofío		Laguna del Sopotón	
		NH	TV	NH	TV	NH	TV
	196	54	7	8	37	16	
<b>REPTILES</b>							
Galápagos <sup>3</sup>	V:NA	70 (0,3)*	12 (0,2)*	12 (1,7)**	9 (1,1)**	46 (1,2)**	10 (0,6)*
<i>Natrix maura</i>	NA	5 (0,03)**	2 (0,04)**	2 (0,2)**	1 (0,1)**		
<b>PECES</b>							
<i>Anguilla anguilla</i>	V	6 (0,03)**	3 (0,06)**	3 (0,4)**	2 (0,2)**		
<b>ANFIBIOS</b>							
<i>Rana perezi</i>	NA	149 (0,7)**	36 (0,6)**	21 (3,0)**	29 (3,6)**	97 (2,6)**	36 (2,2)**
<i>Triturus marmoratus</i>	NA	8 (0,04)**	2 (0,04)**				
<b>AVES</b>							
<i>Gallinula chloropus</i>	NA					1 (0,03)	
Total vertebrados		238	55	38	41	144	46

<sup>1</sup>Los números en paréntesis son los resultados con los cuales se realizaron las pruebas estadísticas y representan el número de individuos capturados por trampa (ind/trampa).

<sup>2</sup>Categoría en el Libro rojo de los Vertebrados de España: V: Vulnerable; NA: No Amenazada.

<sup>3</sup>Agrupadas las dos especies de galápagos encontradas: *Emys orbicularis* (V) y *Mauremys leprosa* (NA).

\*\*No hay diferencias estadísticas ( $p > 0,05$ , t-test) al comparar el mismo grupo de vertebrados entre los dos modelos de trampas en cada ecosistema.

\*Diferencias estadísticas ( $p < 0,05$ , t-test).

TABLA 3  
Número de individuos de diferentes especie de vertebrados hallados en Nasas Holandesas en el Brazo del Este.

*Individual numbers of different vertebrate species found in Holland-Nets in the Brazo del Este.*

Especie de Vertebrado	Categoría (Libro Rojo de España)	Reboso Norte 16-V-94	Reboso Sur 11-VI-95	Curva del Conde 9-VI-94	Total
AVES					
Cría no identificada de anátido		3		2	5
<i>Anas platyrhynchos pollo</i>	No Amenazada	2		2	4
<i>Anas strepera pollo</i>	No Amenazada		1		1
<i>Netta rufina pollo</i>	Rara			7	7
<i>Rallus aquaticus adulto</i>	No Amenazada	1			1
<i>Gallinula chloropus adulto</i>	No Amenazada		2		2
<i>Gallinula chloropus pollo</i>	No Amenazada		1	1	2
<i>Porphyrio porphyrio pollo</i>	Vulnerable	2			2
<i>Tachibaptus ruficollis adulto</i>	No Amenazada	1		1	2
<i>Himantopus himantopus pollo</i>	No Amenazada		1		1
<i>Motacilla flava adulto</i>	No Amenazada			1	1
ANFIBIOS					
<i>Rana perezi adulto</i>	No Amenazada		9		9
PECES					
<i>Anguilla anguilla</i>	Vulnerable			1	1
<i>Cyprinus carpio</i>	No Amenazada		4	7	11
<i>Gambusia affinis</i>	No Amenazada		2		
Número de nasas revisadas (% de las nasas colocadas)		10 (10%)	31 (16%)	95 (38%)	136 (25%)
Total vertebrados		9	20	22	51

La cantidad de galápagos (*Emys orbicularis* y *Mauromys leprosa*) atrapados fue superior en las NH respecto a las TV en todos los casos, con promedio de dos animales por nasa en primavera y un máximo de seis animales en el Lucio El Bolín (Tabla 2). Dentro del grupo de los peces se capturaron únicamente anguilas (*Anguilla anguilla*), especie considerada en el libro rojo de España como vulnerable. Los individuos de esta especie no mostraron preferencia por ningún modelo de trampa ( $p > 0,5$ , t-test), ya que cayeron en las trampas de los dos diseños en cantidades muy variables (Tabla 2). Algunas anguilas, al igual que las culebras de agua (*Natrix maura*) encontradas en las NH estaban con medio cuerpo de fuera de la trampa a través de la malla con lo cual se dañaron mucho.

TABLE 4  
Análisis comparativo entre las Nasas Holandesas y la Trampa Vertical.

*Comparative analysis between Holland-Net and Vertical Trap.*

Modelo de Trampa	Ventajas		Desventajas	
	Diseño	Consecuencia	Diseño	Consecuencia
Nasa Holandesa	<input checked="" type="checkbox"/> Diseño compacto. <input checked="" type="checkbox"/> Se utilizan dos estacas pequeñas para tensar la nasa.	<input checked="" type="checkbox"/> Fácil de colocar y transportar. <input checked="" type="checkbox"/> Se emplea muy poco tiempo en revisar la trampa y recoger la pesca	<input checked="" type="checkbox"/> Diseño horizontal <input checked="" type="checkbox"/> Boca de entrada muy alta y grande. <input checked="" type="checkbox"/> Sólo tiene una entrada de animales. <input checked="" type="checkbox"/> Escasa área interna.	<input checked="" type="checkbox"/> Queda sumergida totalmente con gran facilidad. <input checked="" type="checkbox"/> Entran con facilidad los vertebrados <input checked="" type="checkbox"/> La entrada de animales es menor. <input checked="" type="checkbox"/> Poca movilidad de los animales para escapar de posibles ataques. Caben menos animales dentro de la trampa.
Trampa Vertical	<input checked="" type="checkbox"/> Diseño vertical. <input checked="" type="checkbox"/> Las bocas de entrada son muy pequeñas. <input checked="" type="checkbox"/> Las pantallas tienen poca altura. <input checked="" type="checkbox"/> Dos entradas con dos pantallas en diferentes direcciones. <input checked="" type="checkbox"/> Amplia superficie interna	<input checked="" type="checkbox"/> Siempre queda expuesta una parte al aire. <input checked="" type="checkbox"/> Es más difícil que entren los vertebrados acuáticos. <input checked="" type="checkbox"/> Producen menos impacto ambiental. <input checked="" type="checkbox"/> Aumenta la superficie de exposición. <input checked="" type="checkbox"/> Mayor movimiento de las presas para evitar ser depredadas. Se reduce el hacinamiento de los animales.	<input checked="" type="checkbox"/> Se utilizan dos estacas grandes para tensar la trampa. Y éstas no pueden estar atadas constantemente a la trampa.	<input checked="" type="checkbox"/> Se emplea más tiempo en revisar y recoger la pesca. <input checked="" type="checkbox"/> Más difícil de transportar.

En la Laguna del Sopotón se encontró una polla de agua (*Gallinula chloropus*) muerta en una NH, así como dos galápagos (una adulta y una cría), ya que en algunas ocasiones el nivel del agua quedaba muy arriba de la nasa. Estos fueron los únicos casos de organismos muertos durante el trabajo. No se encontraron aves atrapadas en las TV (Tabla 2). En el Arroyo de Soto Grande y Soto Chico, no se capturaron en las trampas (NH o TV) vertebrados acuáticos.

En lo referente al Brazo del Este, la Tabla 3 presenta el contenido de 146 nasas en tres localidades dentro del BDE revisadas una vez en Mayo o

en Junio de 1994. En el Caño Navarro sólo se encontró una cría de anátida sin identificar entre las diez nasas revisadas. Se encontraron 29 aves (23 muertos), nueve ranas y 14 peces. Como había colocadas alrededor de 600 nasas, las cuales se revisaban una vez por semana, los animales hallados en la revisión representan una pequeña proporción de los animales muertos en las trampas durante 1994. El impacto de las trampas en la pollada de los patos es de primordial importancia, puesto que 18 (62%) de las aves encontradas fueron polluelos de al menos tres especies (Tabla 3), los cuales se hallaron entre 12 trampas diferentes, por tanto, representan una parte de hasta 12 polladas distintas.

En la Tabla 4 se resumen las características de ambos modelos de trampas.

## DISCUSIÓN

La captura de animales mediante trampeo es una actividad que puede estar sujeta a mucha variabilidad debido a los diversos factores que inciden en la población que se estudia (Huner y Barr 1984, Bills y Marking 1988, Araujo y Romaire 1989, Rach y Bills 1989, Miller 1990, por citar algunos). Las poblaciones de cangrejo en el PND no estuvieron ajenas a este postulado, pudiéndose apreciar que su captura fue diferente en cada uno de los lugares seleccionados tanto entre ellos como a través del tiempo para cada localidad. A pesar de esto, la TV presentó mayor eficiencia en los diversos ecosistemas estudiados (Tabla 1). El modelo que presentamos de TV está basado en el diseño de las trampas verticales utilizadas por los arroceros y granjeros de Louisiana (EE.UU.) (Huner y Barr 1984), modificado a las condiciones imperantes de las artes de pesca del Bajo Guadalquivir.

Es evidente que este tipo de pesca, poco selectivo, afecta a las especies con las que el cangrejo rojo comparte hábitat (Molina 1984, Asensio 1991, Montes et al. 1993). Aunque en este estudio no se encontró un fuerte impacto directo sobre la avifauna dentro del PND, sí lo hubo en el BDE. Una diferencia del impacto entre ambas zonas radica en que en la primera se colocaron como máximo sólo 50 trampas en cada sistema y se dejaron durante 24 h, caso contrario al de los pescadores profesionales en el BDE, quienes colocaban al menos 100 nasas y las dejaban por varios días (Molina 1984, Asensio 1991). La otra diferencia fundamental radica en que las zonas de pesca del BDE son más someras que las del PND, de tal forma que la pantalla tan alta de la NH sobresale del agua cortando el libre nado de las aves, las cuales, en algunos casos, al ser dirigidas hacia la boca de la nasa penetran en ella.

Asensio (1991), al realizar sus investigaciones en un ciclo hidrológico abundante en lluvias (1988-1989), con el cauce del BDE totalmente inundado (cerca de 250 ha), estimó más de 32150 nasas, con un pico máximo en

Marzo. Debido a esta densidad de trampeo, las estimaciones que realizó de vertebrados capturados en las NH son alarmantes (440000 peces, 300000 anfibios, 13000 culebras, 42000 aves), especialmente al tratarse de especies en peligro de extinción como la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*) con cinco hembras adultas y 14 pollos capturados y la polluela chica (*Porzana pusilla*) con 51 individuos atrapados (Asensio 1991). No obstante, este elevado número de presas atrapadas en las nasas puede presentar un amplio margen de error ya que Asensio (1991) en su trabajo revisaba una muestra de nasas y extrapolaba los resultados a las nasas teóricamente colocadas.

En nuestro estudio, como consecuencia de la escasa precipitación, las condiciones hídricas fueron muy diferentes a las imperantes durante el trabajo descrito anteriormente, de esta forma, las aves se concentraron en las pocas zonas con agua, las cuales por esta misma razón, fueron las áreas de mayor pesca de cangrejo. Por este motivo, hay evidencia de que la mayoría de pollos de pato que eclosionaron en el BDE murieron en las nasas cangrejeras (H. Gacio, F. Domínguez, A. Barragán y M. Gálvez datos no publicados).

Por otro lado, el impacto que ejerció la NH en el PND sobre otras especies de vertebrados fue superior al encontrado en el BDE (Tablas 2 y 3) así como al mencionado por Asensio (1991), especialmente en lo referente a los galápagos europeo y leprosa (*E. orbicularis* y *M. leprosa*). Ni Asensio (1991) ni nosotros observamos siquiera un individuo de cualquiera de las dos especies de galápagos en el BDE; ambas especies muy abundantes en 1980. Su desaparición es probablemente el resultado directo de la pesca del cangrejo, debido a que entran con suma facilidad en las nasas.

Otro tipo de impacto negativo no cuantificado es el que se ejerce sobre la vegetación acuática y riparia. Este efecto, sumado al pisoteo de los pescadores, viene dado por el traslado de vehículos y las nuevas sendas que destruyen directamente la vegetación, dejando las orillas de los sistemas acuáticos sin refugios, alimento, material o lugares para la nidificación de aves.

La TV presenta ciertas ventajas sobre la NH, tales como mayor área dentro de la trampa, lo que permite a los cangrejos moverse con más libertad y no estar tan hacinados, efecto que según Zimmer-Faust et al. (1984) desencadena en los decápodos la producción de mecanismos de intimidación, las cuales pueden ser percibidas por los cangrejos que estén fuera y no se acerquen a la trampa. Esta mayor amplitud también permite a los animales atrapados, como a los anfibios, más espacio para eludir los ataques de los cangrejos. Otra ventaja además de su mayor altura, es que su entrada se localiza en la parte más baja de la trampa y es tan pequeña que muchas aves no pueden tener acceso a ella y hasta aves buceadoras -como el zampullín chico (*Tachibaptus ruficollis*)- tendrían problemas para introducirse accidentalmente en ella. Aunado a esto, está el hecho de que la pantalla tiene menor altura que la pantalla de la NH, de esta forma, muchas veces queda sumergida y no perturba el libre nado de los patos (Tabla 4).

Desde la campaña de pesca de 1983 se han dictaminado directrices para regular la pesquería dentro del PND (Molina 1984), siendo las principales normas las encaminadas a reducir el impacto negativo directo de la nasa, se introducían reformas en la arquitectura de las nasas (reducir la altura de la pantalla y de la entrada) y la regulación del número máximo de pescadores por día (50) así como el cupo máximo de artes de pesca (2.160), los horarios para colocar y revisar las redes y la zona autorizada de pesca. Por otro lado, recientemente se ha aprobado una normativa para la regulación de esta pesquería en el BDE (BOJA núm. 60, 23 de Mayo de 1996 modificada en BOJA núm. 95, 20 de Agosto de 1996), donde se indica que el arte de pesca no debe tener aberturas mayores a los 4cm, que el tamaño de la malla debe ser de 15 mm en la entrada de la trampa y de 8mm en su parte final, que tanto su pantalla como sus muertes deben estar sumergidos al menos un 50% de su longitud, y que el número máximo de NH por pescador será de 120. Sin embargo, estas medidas correctoras en la arquitectura de las nasas no han probado ser suficientes para evitar la alta mortalidad de aves por esta actividad, de tal forma que creemos de gran importancia que se tomen en cuenta las ventajas que ofrece la trampa vertical, especialmente en lo referente a lo reducido de sus entradas y a su parte aérea que siempre sobresale del agua.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer a los directivos de la Estación Biológica de Doñana, así como a las autoridades del ICONA y del Patronato del Parque Nacional de Doñana por habernos permitido realizar el trabajo de campo en la Reserva Biológica de Doñana y en el Parque Nacional de Doñana respectivamente; este trabajo forma parte del proyecto "Bases ecológicas para la gestión del cangrejo rojo *Procambarus clarkii* en el Parque Nacional de Doñana", referencia 173. También le agradecemos a la Consejería de Medio Ambiente de Andalucía, el habernos permitido trabajar en el Brazo del Este. Parte de este trabajo forma parte de la tesis doctoral de PJGY realizada gracias a una beca del ICI (España) y un suplemento económico del CONACyT (México). El trabajo en el BDE fue realizado por AJG con una beca postdoctoral del programa ESEP Fellowship de la Royal Society, Londres. Agradecemos la cooperación del Grupo Ornitológico del Sur.

#### BIBLIOGRAFÍA

- ADRIÁN, I. Y M. DELIBES (1987). Food habits of the otter (*Lutra lutra*) in two habitats of the Doñana National Park, SW, Spain. *J. Zool. Lond.* 212: 399-406.
- AMAT, J. A. Y R. C. SORIGUER (1984). Alimentación invernal de la polla de agua (*Gallinula chloropus*) en las marismas del Guadalquivir. *Ardeola* 31: 136-140.
- ARAUJO, M., Y R. ROMAIRE (1989). Effects of water quality, weather and lunar

- phase on crayfish catch. *Jour. of the world Aquaculture Soc.* 20: 199-297.
- ASENSIO, J. M. (1991). Impacto de la captura del cangrejo rojo sobre otras poblaciones de animales del Brazo del Este. *Jornadas de Zonas Húmedas Andaluzas*. Asoc. Andalus. Fund. Bios y Finca el Retiro. 107-115.
- BARRERA, M., I. CAMACHO, J.P.V. CAÑAVATE Y J.C. ROTH (1984). Estudio ecológico y problemática actual del Brazo del Este. Pp.: 161-175. En: Dirección General de Medio Ambiente (Eds.): *Las zonas húmedas en Andalucía*. Monografías de la Dirección General de Medio Ambiente. MOPU. Sevilla.
- BILLS, T. D. Y L. L. MARKING (1988). Control of Nuisance Populations of crayfish with traps and toxicants. *The Progressive Fish-culturist* 50: 103-106.
- COSTA, L. (1984). Alimentación de la pagaza piconera (*Gelochelidon nilotica*) en las marismas del Guadalquivir. *Doñana, Acta Vertebrata* 11: 185-195.
- DELIBES, M. E I. ADRIÁN (1987). Effects of crayfish introduction on otter *Lutra lutra* food in the Doñana National Park SW, Spain. *Biol. Conserv.* 42: 153-159.
- DUARTE, C., C. MONTES, S. AGUSTI, P. MARTINO, M. BERNUES Y J. KALFF (1990). Biomasa de macrófitos acuáticos en la marisma del Parque Nacional de Doñana (SW, España): importancia y factores ambientales que controlan su distribución. *Limnética* 6: 1-12.
- GAUDÉ III, A.P. (1986). Ecology and production of Louisiana Red Swamp Crayfish *Procambarus clarkii* in Southern Spain. *Freshwater crayfish* 6:111-130.
- GUTIÉRREZ-YURRITA, P. J., M. A. BRAVO-UTRERA, J. R. JORDÁ, A. BALTANÁS Y C. MONTES (1994). Análisis preliminar de la tasa metabólica estándar en el cangrejo rojo, *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae), en el bajo Guadalquivir (S. España). *Limnética*, 10:123-128.
- GUTIÉRREZ-YURRITA, P. J., M. ILHEU, C. MONTES Y J. BERNARDO (en prensa). Comparative study of morphometric relationships between two populations of crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian Peninsula - Doñana National Park (SW. Spain) and El Alentejo (SE. Portugal)-. *Freshwater crayfish*, XI.
- HERNANDO, J. A. (1978). *Estructura de la comunidad de peces de la marisma del Guadalquivir*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- HUNER, J. V. Y J. E. BARR (1984). *Red swamp crayfish. Biology and exploitation*. 3<sup>rd</sup> Ed. Louisiana Sea Grant college Progammm. Baton Rouge.
- IUCN 1987. *Directory of wetlands of international importance (Ramsar, Canada Conference, 1987)*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.
- MILLER, R. J. (1990). Effectiveness of Crab and Lobster traps. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1228-1251.

- MOLINA, F. (1984). La pesca del cangrejo rojo americano y su influencia en el Entorno del Parque de Doñana. *Revista de Estudios Andaluces* 3: 151-160.
- MONTES, C. y M. BERNUÉS (1991). Incidencia del flamenco rosa (*Phoenicopterus ruber roseus*) en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos de la marisma del Parque Nacional de Doñana (SW, España). Pp. 105-110. en: Junta de Andalucía: *Reunión técnica sobre la situación y problemática del flamenco rosa (Phoenicopterus ruber roseus) en el Mediterráneo Occidental y África Noroccidental*. Junta de Andalucía. Sevilla.
- MONTES, C., M. A. BRAVO-UTRERA, A. BALTANÁS, C. DUARTE Y P. J. GUTIÉRREZ-YURRITA (1993). *Bases ecológicas para la gestión del cangrejo rojo de las marismas en el Parque Nacional de Doñana, España*. ICONA. Madrid.
- MONTES, C., M. A. BRAVO, F. BORJA Y F. DÍAZ DEL OLMO (en prensa). Mapa Ecológico del Parque Nacional de Doñana escala 1:40000. Reconocimiento biofísico de los Espacios Naturales de Andalucía. consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- PALOMARES, F. y M. DELIBES (1991). Alimentación del meloncillo *Herpestes ichneumon* y de la gineta *Genetta genetta* en la Reserva Biológica de Doñana, SO de la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata* 18: 5-20.
- RACH J. J. y T. D. BILLS (1989). Crayfish control with traps and largemouth bass. *The Progressive Fish-culturist* 51: 157-160.
- SHEFFER, M., S. H. HJOSPER, S. H. MEIJER, B. MOSS Y E. JEPPESEN (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *TREE* 8: 275-279.
- SENRA, A. y E. E. ALES (1992). The decline of the white stork (*Ciconia ciconia*) populations of western Andalusia between 1976 and 1988: Causes and proposals for conservation. *Biological Conservation* 61: 51-57.
- ZIMMER-FAUST, R. K., J. E. TYRE, W. C. MICHEL Y J. F. CASE (1984). Chemical mediator of appetitive feeding in a marine decapod crustacean: the importance of suppression and synergism. *Biol. Bull.* 167: 339-353.

Recibido, 2 mayo 1996; aceptado, 24 febrero 1997.

## THE FUNCTIONS OF SONG AND THE SPATIAL PATTERN OF SONG PRODUCTION IN THE RUFIOUS BUSH CHAT (*CERCOTRICHAS GALACTOTES*)

FERNANDO ÁLVAREZ

*Estación Biológica de Doñana, C.S.I.C. Aptdo. postal 1056, E-41080 Sevilla.*

### ABSTRACT

The spatial pattern of song production of territorial male rufous bush chats (*Cercotrichas galactotes*) was analyzed during two breeding seasons to gain an understanding of the functions of song. Early in the breeding season and during the presumed fertile periods of nearest neighbouring females, the individual daily song rate was found to be directly related to territory size and song was mainly produced from high perches near the territorial boundary. During the mates' presumed fertile periods no relationship existed between song rate and territory size, neither were songs produced more frequently from the outer or inner half of the territory, the males showing a lower tendency to sing from high perches. These results support the territory maintenance hypothesis of song function, as well as the territory establishment and/or the mate acquisition hypotheses. While the female reproduction and the mate-guarding roles are not supported, the data do support the function of song in EPC-seeking.

*Key words:* *Cercotrichas galactotes*, song, territory.

### RESUMEN

#### *Localización y funciones del canto en el alzacola (Cercotrichas galactotes)*

Se analizó la localización de los cantos en los territorios del alzacola (*Cercotrichas galactotes*) durante la época reproductiva, con objeto de ayudar a comprender las funciones del canto. Al comienzo de la época reproductiva y durante los periodos fértiles de las hembras de territorios vecinos, la tasa individual diaria de canto estaba directamente relacionada con el tamaño del territorio y se produjo desde posaderos altos y cerca del límite externo de cada territorio. Durante los periodos fértiles de la propia pareja no existía relación entre la tasa de canto y el tamaño de los territorios, ni los cantos se produjeron más frecuentemente desde las mitades interna o periférica de los mismos, mostrándose por parte de los machos una menor tendencia a cantar desde posaderos altos. Estos resultados apoyan las hipótesis de la función del canto en el establecimiento y mantenimiento de territorios y de adquisición de pareja, así como de obtención de cópulas extra-pareja. Los datos no apoyan las hipótesis de las funciones del canto en la estimulación de la reproducción ni de la custodia de la pareja.

*Palabras clave:* Canto, *Cercotrichas galactotes*, territorio.

## INTRODUCTION

The hypotheses put forward to understand the function of the loud and persistent songs produced by many male passerines in their territories come under two not mutually exclusive main headings: repelling rival males and attracting females.

In this connection, the demonstrated or supported functions of song have been territory establishment and maintenance and/or mate acquisition (Peek 1972, Catchpole 1973, Göransson et al. 1974, Krebs 1977, Smith 1979, Greig-Smith 1982, Lampe and Espmark 1987, McDonald 1989, Eens et al. 1990, Hanski and Laurila 1993), stimulation of female reproduction (Hinde and Steele 1976, 1978, Møller 1988), mate-guarding (Møller 1988, 1991, Björklund et al. 1989) and seeking extra-pair copulations (EPCs) (Greig-Smith 1982).

While the timing of the peak of song production in relation to the breeding cycle has contributed to the understanding of song functions in various passerines, the way in which song is organized in space may provide additional evidence.

The prediction derived from the territory establishment and the mate acquisition hypotheses would be a direct relationship between singing rate and territory size early in the breeding season (Møller 1988), while the territory maintenance hypothesis would predict that relationship to occur during the breeding season as a whole. If song were playing a role in mate-guarding or in stimulation of female reproduction, we could expect a direct relationship between song rate and territory size during the mate's fertile period (Møller 1990), as result of the male's efforts to deter the approaches of other males to his mate or to stimulate the latter's breeding cycle. With the same reasoning, a direct relationship between singing rate and territory size during the fertile periods of neighbouring females would support the EPC-seeking hypothesis (the males trying to obtain extra-pair copulations).

When considering the location of song posts within the territory, the territory establishment and the territory maintenance hypotheses would predict more frequent singing near the territorial boundary just early in the breeding season and during the whole breeding season, respectively, since the boundary is where trespassing actually occurs, and where territories meet (Fig. 1). In relation to the fertility status of the females, the mate-guarding and the stimulation of the female's reproduction hypotheses would predict more frequent singing near the centre of the territory during the mate's fertile period, assuming that the female mates will spend much time near the nest site (Fig. 1). On the other hand, the EPC-seeking hypothesis would predict singing to occur mostly in the territorial boundary, mainly when the neighbouring females are fertile (Greig-Smith 1982, Møller 1988).

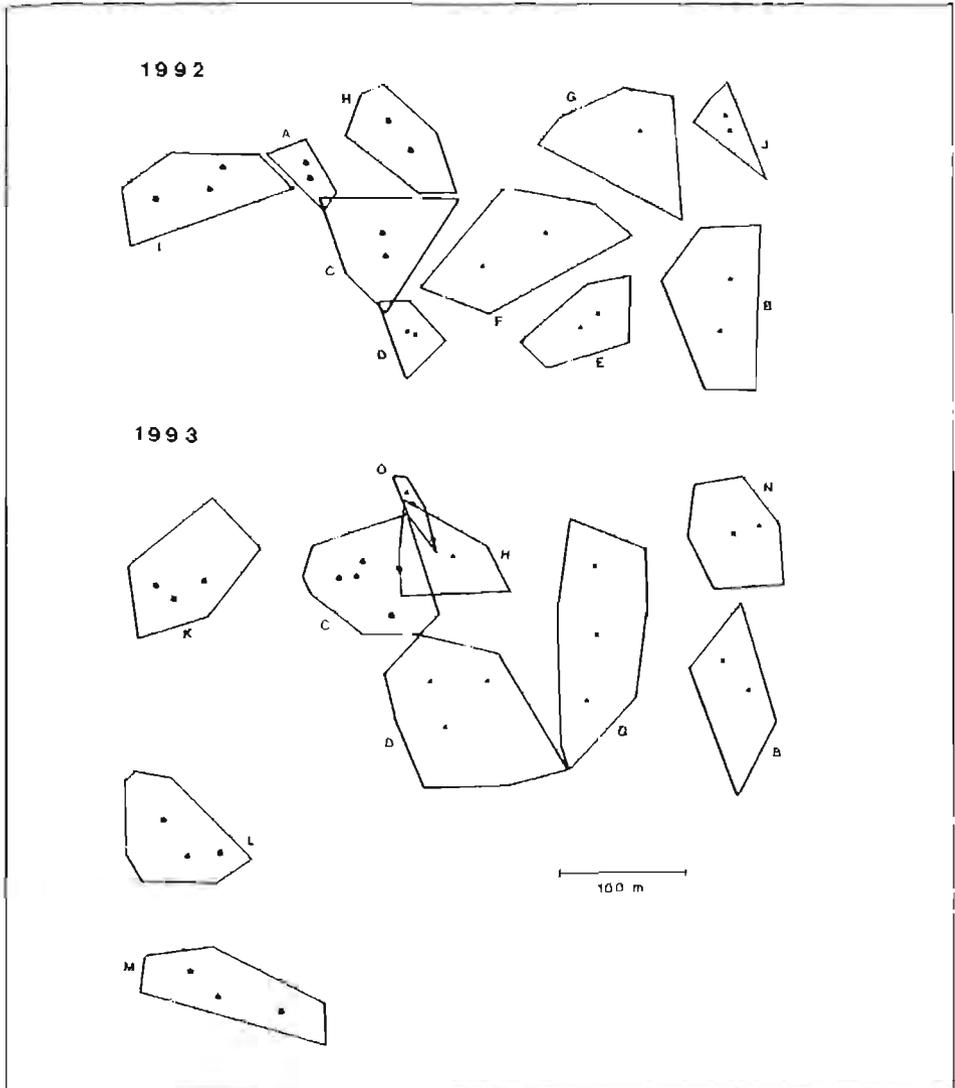


Figure 1. Maps showing location of individual male territories (each male identified with a capital letter) with respect to each other throughout the whole breeding season for the 1992 and 1993 study periods. Territorial boundaries enclose 95% of all song locations. Dots show location of active nests.

*Mapas de los territorios individuales de los machos (cada individuo se identifica con una letra mayúscula y la relación espacial expresa la observada en el campo), para el conjunto del periodo reproductivo en 1992 y 1993. Los límites territoriales incluyen el 95% de todas las localizaciones. Los puntos muestran la ubicación de los nidos activos.*

To optimize song transmission to the receivers (song carries further from high places) we should predict that singing from high song posts would support the functions of territory establishment and maintenance, mate acquisition, as well as those of mate-guarding (during the mate's fertile period) and EPC-seeking (during the fertile periods of neighbouring females), song from low posts would indicate that a male is singing towards his mate (presumably to stimulate her reproduction) (Greig-Smith 1982, Møller 1988). The predictions are listed in Table 1.

TABLE 1  
Predictions from the hypotheses of song function in relation to location of song posts and timing of positive correlation between song rate and territory size.

*Predicciones de las hipótesis de funciones del canto en relación con la localización de los posaderos y periodos en que debe darse la correlación positiva entre tasa de canto y tamaño del territorio.*

	More frequent song in centre or periphery of territory	More frequent song emitted from high or low perches	Timing of positive correlation between song rate and territory size
Hypotheses			
Territory establishment	In periphery in early breeding season	From high perches in early breeding season	Early breeding season
Territory maintenance	In periphery during whole breeding season	From high perches during whole breeding season	Whole breeding season
Mate acquisition		From high perches in early breeding season	Early breeding season
Stimulation of female reproduction	In centre during mate's fertile period	From high perches during mate's fertile period	During mate's fertile period
Mate-guarding	In centre during mate's fertile period	From high perches during mate's fertile period	During mate's fertile period
Seeking extra-pair copulations	In periphery during neighbouring females' fertile periods	From high perches during neighbouring females' fertile periods	During neighbouring females' fertile periods

The subjects of this study are rufous bush chats *Cercotrichas galactotes*, insectivorous birds that in the study area defend exclusive breeding territories (where they do not search for food) throughout the breeding season. Rufous bush chats do not have special songs used in different contexts but rather use their loud, persistent "territorial song" in different situations and in all phases of breeding (Álvarez 1996).

In relation to the temporal pattern of song production, male rufous bush chats in the study area sing at the highest rate during the period of territory establishment and pair formation, declining during the fertile period of the mate and afterwards (Álvarez 1996). This result, together with the constant high song rate of a male which lost his mate and the partial increase in song rate during the neighbouring females' fertile periods (Álvarez 1996) support the role of song in mate acquisition and, with less certainty, of territory establishment and EPC-seeking.

## METHODS

The study area (19 ha in 1992, extended to 25 ha in 1993), 20 km to the southeast of the city of Seville, Spain, is mostly used for intensive vineyard agriculture (where all breeding territories were found and rufous bush chats can obtain almost no food) with interspersed fruit trees and small patches of kitchen gardens (where rufous bush chats are observed feeding on insects on the ground). The climate is Mediterranean, with dry and hot summers; wet autumns and springs; and mild winters.

The study was undertaken during two reproductive seasons (1992 and 1993) and extended from the beginning of May (before rufous bush chats started breeding) to the middle of September (when they had left for their winter quarters). The area was inspected every one or two days, looking for new nests and monitoring those in progress.

Trapping was undertaken as birds were arriving in the study area and all the rufous bush chats present were captured and colour ringed. To provide perching opportunities, reed sticks about 3 cm thick and 1.5 m high were placed every 15 m in the areas without trees. In all, 10 pairs and 9 pairs plus one trio of one male and two females established in the area in the 1992 and 1993 breeding seasons, respectively. Of the 10 pairs breeding in 1992, five males and two females returned to breed in the area in 1993 (one of the females with a different male and the other one integrated in a trio with the same male as the previous year and another female). Rufous Bush Chats breed during a relatively short period (from the middle of May to the end of August). After the very frequent nest predation (Álvarez 1994), the pairs immediately start a new attempt, the number of replacement clutches varying greatly between pairs. In total, 21 first clutches, four second clutches

and 24 replacement clutches were registered in the two study periods. Mate guarding by close following the female is not an apparent male strategy of the population studied.

The species' song is a repetition of discrete song-phrases. In order to obtain a measure of song intensity, I walked a fixed route at constant speed (from which the whole study area could be seen) 10 times (once every half hour) every two days, starting at 0600 DST. The first time that an individually recognized Rufous Bush Chat was observed in each of the 10 walks along the fixed route, its position was plotted onto a scale map of the study area, indicating whether it was singing or not (thus individual daily singing rate could vary from 0 to 10).

A territory was considered to be the smallest convex polygon enclosing 95 % of all locations of songs nearest the vector mean (Wiley and Wiley 1980).

Individual territory size for the analyzed periods was calculated by scanning the polygons and computing their areas with the aid of image analysis (Measurement TV software). The boundary of the territory was assumed to be the outline of the convex polygon enclosing 95 % of the locations of songs. The nearest territorial neighbour of a male was considered to be that whose territory showed at least one point of overlap, or the owner of the nearest territory, if no overlapping occurred.

The total area of each territory was also considered to consist of inner and peripheral halves, both of equal area.

Individual total number of songs recorded rather than daily song rate was considered when analysing song production in the inner and peripheral sections of each territory, as well as in relation to the height of song posts.

The period from the first day when each bird was observed in the territory until the start of its first nest building will henceforth be known as the early breeding season.

Following Birkhead and Møller (1992), I designated the fertile period of the females as beginning five days prior to the laying of the first egg and ending the day of laying the penultimate egg. The females considered in this respect for each male were his own mate and the female occupying the nearest territory.

## RESULTS

Territory size (varying from 750 to 10,500 m<sup>2</sup>, Fig. 1) during the whole breeding season was positively and significantly related to the average individual daily song rate in both years of the study for the males that kept a mate for the whole season (1992:  $r_s = 0.818$ ,  $N=10$ ,  $P=0.014$ ; 1993:  $r_s = 0.800$ ,  $N=9$ ,  $P=0.024$ ; Spearman rank correlation; Fig. 2). Early in the breeding season, the average individual song rate was also directly related to the

values of territory size obtained during this period (1992:  $r_s = 0.648$ ,  $N=10$ ,  $P=0.052$ ; 1993:  $r_s = 0.818$ ,  $N=10$ ,  $P=0.014$ ; Spearman rank correlation). During the mate's first fertile period the relationship between the values of territory size and average individual song rate was non-significant (1992:  $r_s = 0.127$ ,  $N=10$ ,  $P=0.703$ ; 1993:  $r_s = 0.158$ ,  $N=10$ ,  $P=0.634$ ; Spearman rank correlation), and it was also positive and significant during the first fertile period of the nearest neighbouring female, which would never coincide in time with the mates' fertile periods (1992:  $r_s = 0.650$ ,  $N=10$ ,  $P=0.052$ ; 1993:  $r_s = 0.782$ ,  $N=10$ ,  $P=0.019$ ; Spearman rank correlation). These results support the hypotheses of territory establishment/maintenance and EPC-seeking and refute the stimulation of female reproduction and the mate-guarding hypotheses.

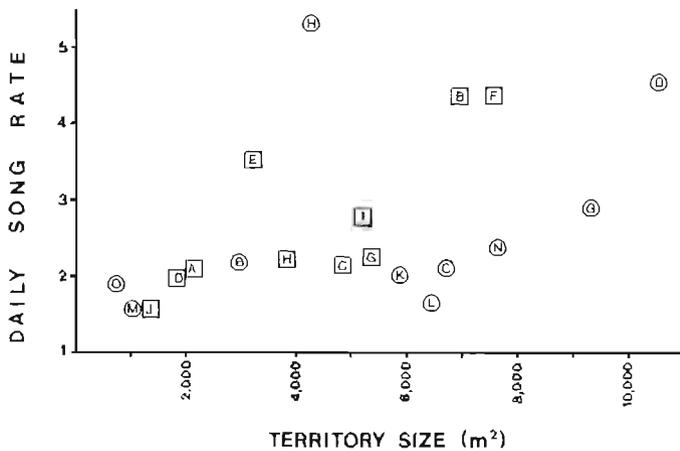


Figure 2. Mean individual daily song frequency versus territory size during 1992 (squares) and 1993 (circles). Males B, C, D, G, and H kept territories in the study area both years. Male H (1993) is excluded from the analysis since, although defended a relatively small territory, lost his mate when breeding was well advanced and kept singing at a high rate afterwards (Alvarez 1996).

*Tasa media individual de canto respecto al tamaño del territorio durante los periodos de estudio de 1992 (cuadrados) y 1993 (círculos). Los machos B, C, D, G y H defendieron territorios en el área de estudio en 1992 y 1993. La información correspondiente al macho H durante 1993 se excluyó del análisis ya que, aunque defendía un territorio relativamente pequeño, perdió a su pareja cuando la reproducción estaba avanzada, permaneciendo hasta el final de sus estancia en el área cantando muy frecuentemente (Alvarez 1996).*

TABLE 2

Average number ( $\pm$ SD) of songs per high (A), intermediate (B) and low (C) perches (according to the number of perches of each kind within each male's territory) during the whole breeding season, during early breeding and during the fertile periods of the mate and of the nearest neighbouring female.

*Número medio ( $\pm$ SD) de cantos por cada posadero alto (A), medio (B) y bajo (C) (según el número de posaderos de cada clase en el territorio de cada macho) durante el conjunto del periodo reproductivo, durante su comienzo y durante los periodos fértiles de la pareja y de la hembra del territorio más cercano.*

	study periods	high (A)	intermediate (B)	low (C)	N
whole period	1992*	11.44 $\pm$ 5.66	9.58 $\pm$ 7.23	0.05 $\pm$ 0.06	8
	1993**	9.00 $\pm$ 8.11	6.84 $\pm$ 6.49	0.01 $\pm$ 0.01	10
early breeding	1992 $\blacktriangle$	6.65 $\pm$ 4.63	5.50 $\pm$ 3.35	0.01 $\pm$ 0.24	8
	1993 $\blacktriangle\blacktriangle$	3.82 $\pm$ 3.06	2.41 $\pm$ 3.74	0.00 $\pm$ 0.00	10
mate fertile	1992 $\blacklozenge$	2.41 $\pm$ 3.84	4.33 $\pm$ 4.69	0.01 $\pm$ 0.04	8
	1993 $\blacklozenge\blacklozenge$	1.26 $\pm$ 1.07	2.70 $\pm$ 3.08	0.00 $\pm$ 0.00	10
neighbouring female fertile	1992+	2.09 $\pm$ 1.54	1.31 $\pm$ 1.70	0.00 $\pm$ 0.00	8
	1993++	1.34 $\pm$ 1.10	0.77 $\pm$ 1.44	0.00 $\pm$ 0.00	10

\*  $X^2=16.75$ ,  $df=2$ ,  $P<0.001$  (Friedman test); A vs. B:  $T=15$ ,  $N=8$ ,  $P>0.05$ ; A vs. C and B vs. C:  $T=0$ ,  $N=8$ ,  $P=0.01$  (Wilcoxon test).

\*\*  $X^2=93.00$ ,  $df=2$ ,  $P<0.001$  (Friedman test); A vs. B:  $T=26$ ,  $N=10$ ,  $P>0.05$ ; A vs. C and B vs. C:  $T=0$ ,  $N=10$ ,  $P<0.01$  (Wilcoxon test).

$\blacktriangle$   $X^2=12.25$ ,  $df=2$ ,  $P<0.01$  (Friedman test); A vs. B:  $T=20$ ,  $N=8$ ,  $P>0.05$ ; A vs. C and B vs. C:  $T=0$ ,  $N=8$ ,  $P<0.01$  (Wilcoxon test).

$\blacktriangle\blacktriangle$   $X^2=12.60$ ,  $df=2$ ,  $P<0.01$  (Friedman test); A vs. B:  $T=21$ ,  $N=10$ ,  $P>0.05$ ; A vs. C and B vs. C:  $T=0$ ,  $N=10$ ,  $P<0.01$  (Wilcoxon test).

$\blacklozenge$   $X^2=3.85$ ,  $df=2$ ,  $P>0.10$  (Friedman test).

$\blacklozenge\blacklozenge$   $X^2=13.65$ ,  $df=2$ ,  $P<0.01$  (Friedman test); A vs. B:  $T=20$ ,  $N=9$ ,  $P>0.05$ ; A vs. C and B vs. C:  $T=0$ ,  $N=10$ ,  $P<0.01$  (Wilcoxon test).

+  $X^2=9.81$ ,  $df=2$ ,  $P<0.01$  (Friedman test); A vs. B:  $T=11$ ,  $N=8$ ,  $P>0.05$ ; A vs. C and B vs. C:  $T=0$ ,  $N=8$ ,  $P=0.01$  (Wilcoxon test).

++  $X^2=12.80$ ,  $df=2$ ,  $P<0.01$  (Friedman test); A vs. B:  $T=16$ ,  $N=10$ ,  $P>0.05$ ; A vs. C and B vs. C:  $T=0$ ,  $N=10$ ,  $P<0.01$  (Wilcoxon test).

The total number of songs emitted from the periphery was higher than that from the centre of the territories during the whole period (1992:  $T=5$ ,  $N=10$ ,  $P=0.02$ ; 1993:  $T=1$ ,  $N=10$ ,  $P<0.01$ ; Wilcoxon test) and during the early breeding season (1992:  $T=7.5$ ,  $N=10$ ,  $P<0.05$ ; 1993:  $T=4.5$ ,  $N=10$ ,  $P<0.02$ ; Wilcoxon test). When considering the mate's fertile period, after finding that 92% of the 48 monitored active nests are located in the inner half of the territory, no significant difference was found between the total number of

songs produced at the boundary of the territory and at its inner half (1992:  $T=11$ ,  $N=10$ ,  $P>0.05$ ; 1993:  $T=21$ ,  $N=10$ ,  $P>0.05$ ; Wilcoxon test), and when considering the fertile periods of the nearest neighbouring female, there were significantly more songs in the periphery than at the centre of the territory (1992:  $T=5$ ,  $N=10$ ,  $P=0.02$ ; 1993:  $T=1$ ,  $N=10$ ,  $P<0.01$ ; Wilcoxon test). These results support the hypotheses of territory establishment/maintenance and EPC-seeking and refute the stimulation of female reproduction and mate-guarding hypotheses.

When the average number of songs per tree (3.5 to 7 m high), per reed stick (1.5 m high) and per vine stock (about 1 m high) was compared for the males having those three kinds of singing posts in their territories (eight and ten males in 1992 and 1993, respectively) during the whole study period, during early breeding and during the nearest neighbouring females' presumed fertile periods the values for the two higher posts were greater than for the lower posts and not different from each other, while during the mates' presumed fertile periods there was no difference among perches at different heights (Table 2). These results support the hypotheses of territory establishment/maintenance, mate acquisition and EPC-seeking and refute the hypotheses of stimulation of female reproduction and mate-guarding.

## DISCUSSION

The results concerning a direct relationship between daily song rate and territory size and singing occurring mainly from high song posts in the territorial boundary during the breeding season considered as a whole support the territory maintenance hypothesis, while the same results during the nearest neighbouring females' presumed fertile periods support the EPC-seeking hypothesis. The data concerning song production mainly from the territorial boundary during early breeding support the territory establishment hypothesis, while those related to territory size and song posts height during the same period support the territory establishment and the mate acquisition hypotheses.

During the mates' presumed fertile periods, the absence of any relationship between song rate and territory size and the similar song production from the inner and outer halves of the territories do not support the mate-guarding and the female reproduction hypotheses.

This is confirmed by the data on song posts height during the mates' fertile periods, which do not add any support to the female-reproduction role and hardly any at all to the mate-guarding role.

In summary, the results appear to support the territory maintenance hypothesis of song function, as well as either or both the territory establishment and the mate acquisition roles. The female reproduction role

is not supported by the data, and that of mate-guarding hardly at all. On the other hand, the EPC-seeking function is completely supported by the results (Álvarez 1996).

The positive relationship between singing rate and territory size found for rufous bush chats corresponds to the results with experimentally devocalized male red-winged blackbirds *Agelaius phoeniceus* (Smith 1979) and Scott's seaside sparrows *Ammodramus maritimus* (McDonald 1989), whose territories shrank or were lost following treatment and were re-established or even expanded after voice recovery.

If, as happens in several bird species (Davis and O'Donald 1976, Yasukawa et al. 1980, Price 1984, Harper 1985), female rufous bush chats would prefer to mate with owners of large territories (the observation of male G in 1993 holding the second biggest out of the 20 territories and mating simultaneously with two females suggests that it could be so, Álvarez 1996), they could pay attention to individual song rate as a reliable criterion of territory size. Although the question still remains as to what would females gain from large territories if, as happens in the study area, only a small amount of food, if any, is obtained from them and food abundance per se does not seem to affect territory size in birds in an important way (Møller 1990). Alternately, since the reproductive success of rufous bush chats is limited mostly by nest predation (Álvarez 1994), a large territory could perhaps provide more re-nesting sites after the frequent predation.

The answer could perhaps be visualized as both song rate and territory size representing signs (and perhaps redundant reliable criteria of mate choice) of male phenotypic quality, since only vigorous males (with still abundant energy reserves) would be able to produce a high performance of song in time (frequent singing) and space (large territory), instead of turning to foraging. The incompatibility between singing and foraging in rufous bush chats (males sing from high perches and search for food mainly at or near ground level) supports this interpretation.

In relation to the EPC-seeking role, only Greig-Smith (1982) presents incontestable evidence in support of this idea for stonechats *Saxicola torquata* (timing of song activity with fertility status of neighbouring females). My results with rufous bush chats are also in favour of the EPC-seeking hypothesis and in fact the highly asynchronous breeding of the different pairs (due to high nest predation producing many replacement clutches, Álvarez 1996) offer frequent opportunities for extra-pair copulations.

Furthermore, the high risk of being cuckolded by neighbouring males might be the reason of why males reduce their singing rates during the mates' fertile periods (Álvarez 1996) or do not organize their singing activity in space in a mate-guarding fashion (this paper). In this way, males would not provide any cues about the nest location during their mates' fertile

periods (time at which females are often seen near the nest location) and would diminish the risk of decreasing paternity.

## ACKNOWLEDGMENTS

I thank M. Vázquez, José and Juan Ayala and J. Bernal for help during field observations and E. Aguilera, J. A. Amat and T. Redondo for valuable suggestions on the manuscript. Funding was provided by DGICYT (PB 92-0115 and PB 95-0110) and Junta de Andalucía.

## REFERENCES

- ÁLVAREZ, F. (1994). Cuckoo predation on nests of nearest neighbours of parasitized nests. *Ardea* 82:269-270.
- (1996). Variation in song rate during the breeding cycle of the Rufous Bush Chat *Cercotrichas galactotes*. *Ardeola* 43:49-56.
- BIRKHEAD, T. R., AND A. P. MØLLER (1992). *Sperm Competition in Birds*. Academic Press, London.
- BJÖRKLUND, M., B. WESTMAN AND K. ÄLLANDER (1989). Song in Swedish Great Tit: Intra- or intersexual communication. *Behaviour* 111:257-269.
- CATCHPOLE, C. K. (1973). The functions of advertising song in the Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) and the Reed Warbler (*A. scirpaceus*). *Behaviour* 46:300-320.
- DAVIS, J. W.F., AND P. O'DONALD (1976). Territory size, breeding time and mating preference in the Arctic skua. *Nature* 260: 774-775.
- EENS, M., R. PINXTEN AND R. F. VERHEYEN (1990). On the function of singing and wing-waving in the European Starling (*Sturnus vulgaris*). *Bird Study* 37:48-52.
- GÖRANSSON, G., G. HÖGSTEDT, J. KARLSSON, H. KÄLLANDER AND S. ULFSTRAND (1974). Sangens roll för revirhallandet hos näktergal *Luscinia luscinia* - några experiment med play-back-teknik. *Var Fagelvärld* 33:201-209.
- GREIG-SMITH, P. W. (1982). Seasonal patterns of song production by male Stonechats *Saxicola torquata*. *Ornis Scand.* 13: 225-231.
- HANSKI, I. K., AND A. LAURILA (1993). Variation in song rate during the breeding cycle of the chaffinch, *Fringilla coelebs*. *Ethology* 93:161-169.
- HARPER, D. G. C. (1985). Pairing strategies and mate choice in female robins (*Erithacus rubecula*). *Anim. Behav.* 33: 862-875.
- HINDE, R. A., AND E. STEELE (1976). The effect of male song on an estrogen dependent behavior pattern in the female canary (*Serinus canarius*). *Horm. Behav.* 7:293-304.
- (1978). The influence of day length and male vocalizations on the estrogen-dependent behavior of female canaries and budgerigars, with discussion of data from other species. Pp. 39-73 in J. S. Rosenblatt, R.

- A. Hinde, C. Beer and M. Busnel (eds.). *Advances in the study of behavior*, Vol 8. Academic Press, New York.
- KREBS, J. R. (1977). Song and territory in the great tit *Parus major*. Pp. 47-62 in B. Stonehouse and C. M. Perrins (eds.). *Evolutionary Ecology*. MacMillan, London.
- LAMPE, H. M., AND Y. O. ESPMARK (1987). Singing activity and song pattern of the Redwing *Turdus iliacus* during the breeding season. *Ornis Scand.* 18:179-189.
- MCDONALD, M. V. (1989). Function of song in Scott's seaside sparrow, *Ammodramus maritimus peninsulae*. *Anim Behav.* 38: 468-485.
- MØLLER, A. P. (1988). Spatial and temporal distribution of song in the Yellow hammer *Emberiza citrinella*. *Ethology* 78: 321-331.
- (1990). Changes in the size of avian breeding territories in relation to the nesting cycle. *Anim. Behav.* 40:1070-1079.
- (1991). Why mated songbirds sing so much: Mate guarding and male announcement of mate fertility status. *Am. Nat.* 138:994-1014.
- PEEK, F. W. (1972). An experimental study of the territorial function of vocal and visual display in the male red-winged blackbird (*Agelaius phoeniceus*). *Anim. Behav.* 20:112-118.
- PRICE, T. D. (1984). Sexual selection on body size, territory and plumage variables in a population of Darwin's finches. *Evolution* 38:327-341.
- SMITH, D. G. (1979). Male singing ability and territory integrity in Red-winged Blackbirds (*Agelaius phoeniceus*). *Behaviour* 68:193-206.
- WILEY, R. H. AND M. S. WILEY (1980). Territorial behavior of a blackbird: mechanisms of site-dependent dominance. *Behaviour* 73:130-154.
- YASUKAWA, K., J. L. BLANK AND C. B. PATTERSON (1980). Song repertoires and sexual selection in the red-winged blackbird. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 7:233-238.

Recibido, 23 octubre 1996; aceptado, 24 febrero 1997.

# MIGRACIÓN E INVERNADA DE LAS LAVANDERAS CASCADEÑA *MOTACILLA CINEREA* Y BLANCA *M. ALBA* EN LA PENÍNSULA IBÉRICA E ISLAS BALEARES.

JAVIER PÉREZ TRIS<sup>1</sup> Y BENIGNO ASENSIO<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Departamento de Biología Animal I (Vertebrados). Facultad de Biología. Universidad Complutense. E-28040 Madrid.*

<sup>2</sup>*Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Gran Vía de San Francisco, 4. E-28005 Madrid.*

## RESUMEN

Las recuperaciones de lavanderas cascadeña y blanca en la Península Ibérica y Baleares corresponden a aves anilladas en Europa central y occidental, siendo el espectro de procedencias de la lavandera cascadeña bastante más restringido que el de la lavandera blanca. La migración postnupcial a través de la Península se produce en ambos casos en frente amplio, aunque de forma más abundante por la costa (especialmente en la lavandera blanca). Gran parte de este flujo se dirige hacia el norte de África, principalmente por el Estrecho de Gibraltar, y en el caso de la lavandera blanca también directamente desde el sur de Portugal. La lavandera blanca alcanza su máximo de paso en la primera quincena de noviembre, debido a la llegada tardía de un gran número de aves a la Península, mientras que la cascadeña lo hace en la segunda mitad de octubre. A causa del régimen insectívoro de ambas especies, la invernada se produce principalmente en las regiones más atemperadas de la Península, allí donde en esta época se mantiene una cierta presencia de invertebrados.

*Palabras clave:* Anillas recuperadas, invernada, migración, *Motacilla alba*, *M. cinerea*, Península Ibérica.

## ABSTRACT

*Migration and wintering of the Grey Wagtail Motacilla cinerea and the Pied Wagtail M. alba in the Iberian Peninsula and Balearic Islands.*

Grey and Pied Wagtails recovered in the Iberian Peninsula and the Balearics were ringed in central and western Europe, being the range of origins of Grey Wagtails much more restricted than that of Pied Wagtails. The autumn migration of both species across the Iberian Peninsula occurs in a wide front, although larger numbers of individuals tend to migrate along the coasts, especially in Pied Wagtail. These flows head mostly towards northern Africa, that is reached mainly across the Strait of Gibraltar, although in the case of Pied Wagtails straightly from southern Portugal too. The passage of Pied Wagtails takes place mainly in the first fortnight of November, due to the late arrival of a great number of birds to Iberia, whereas Grey Wagtail migrates principally on the second half of October. In both species, wintering occurs mainly in the most tempered places, in accordance with the insect distribution in that period.

*Key words:* Iberian Peninsula, migration, *Motacilla alba*, *Motacilla cinerea*, ringing recoveries, wintering.

## INTRODUCCIÓN

La lavandera cascadeña *Motacilla cinerea* es una especie politípica de distribución discontinua por casi todo el Paleártico, preferentemente en regiones de relieve accidentado (Cramp 1988), siendo la subespecie nominal la única que se presenta en la Península Ibérica y Baleares (Bernis 1971). La lavandera blanca (*M. alba*) presenta una amplia distribución paleártica, con once subespecies de las que solamente dos se presentan en Iberia: *M. a. alba*, que cría en el continente europeo e Islandia, y *M. a. yarrellii*, de las Islas Británicas (Bernis 1971, Cramp 1988). Ambas especies son migradoras parciales, de forma que sus poblaciones más meridionales son prácticamente sedentarias y las de distribución más norteña totalmente migradoras (Drost y Schüz 1940, Bernis 1971, Cramp 1988). La lavandera cascadeña es principalmente sedentaria en la mayor parte de su distribución estival, inverna en toda su mitad meridional (Bernis 1971, Yeatman-Berthelot 1991, Keith et al. 1992), y la blanca tiene un comportamiento migratorio mucho más acentuado y bastante bien conocido en Europa (Drost y Schüz 1940, Davis 1966, Bernis 1971, Zink 1985).

El esquema general de la migración de estas especies en Iberia fue trazado por Bernis (1971), el aumento desde entonces de la cantidad de recuperaciones de aves anilladas permite avanzar algo más en el establecimiento de los patrones que siguen las poblaciones europeas en sus migraciones y durante su invernada en la Península Ibérica y Baleares, atendiendo sobre todo a posibles diferencias intraespecíficas en el comportamiento migratorio.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha analizado la distribución según subespecies y edades (los individuos sexados son muy escasos) de 83 recuperaciones de lavandera cascadeña y 686 de lavandera blanca anilladas en Europa y recuperadas en Iberia o viceversa, obtenidas hasta diciembre de 1995. Las españolas han sido facilitadas por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza y las portuguesas por la Sociedad Española de Ornitología, a las que se han añadido otras publicadas en la revista *Ardeola* (Tait 1959, 1960, 1961, 1963) o en informes portugueses (Carvalho 1975, Candeias y Castro 1982, Silva y Castro 1991, 1992).

Para evitar distorsiones en los resultados debidas a los diferentes esfuerzos de anillamiento correspondientes a cada remite de anilla, se ha calculado un índice de recuperación (número de recuperaciones por cada mil anillamientos, Asensio y Carrascal 1987). Asimismo, para homogeneizar los resultados referentes a la distribución peninsular de las recuperaciones, se

ha calculado su densidad (número de recuperaciones por cada 1000 Km<sup>2</sup>) en cada provincia.

Con el fin de establecer relaciones espaciales entre áreas de anillamiento y de recuperación, se han comparado las coordenadas de anillamiento de las aves recuperadas en los sectores norte y sur de la Península (separados por el paralelo 40°N), o en los sectores este y oeste (separados por el meridiano 4°W), mediante el test de la U de Mann-Whitney. Por otra parte, para comprobar si existen diferencias entre los trazados de las corrientes migratorias principales se ha utilizado una división de la Península en diagonal, de acuerdo con la dirección que toman los flujos de aves migrantes en la Península Ibérica, mediante una línea quebrada que se origina en 44° N, 1°W y continúa hacia el sur hasta 35°N, 6°W, corrigiéndose un grado de longitud hacia el oeste por cada grado de latitud, desde 42°N hasta 38°N (Cantos 1992).

Las etapas de los ciclos anuales consideradas han sido las establecidas por Cramp (1988). Para la lavandera cascadeña: cría del 20 de abril al 15 de julio, migración postnupcial del 1 de agosto al 31 de octubre, invernada del 15 de noviembre al 20 de febrero y migración prenupcial del 1 de marzo al 10 de abril; y para la lavandera blanca: cría del 20 de mayo al 20 de julio, migración postnupcial del 1 de agosto al 30 de noviembre, invernada del 1 de diciembre al 29 de febrero y migración prenupcial del 1 de marzo al 10 de mayo.

Se ha trabajado con dos únicas clases de edad: jóvenes (individuos recuperados en su primer ciclo migratorio) y adultos (recuperados en ciclos posteriores). Para la exposición de los resultados se ha seguido la terminología de Bernis (1966).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### *Orígenes y migración postnupcial*

La mayor parte de las recuperaciones de lavandera cascadeña en Iberia corresponden a aves anilladas en países de Europa central y occidental (Apéndice). Los países mediterráneos no proporcionan casi recuperaciones, dado el carácter sedentario de la especie en las zonas meridionales de su distribución (aunque debe tenerse en cuenta que los índices de recuperación que se obtienen para Francia e Italia pueden estar distorsionados por la escasa información disponible de sus anillamientos), y lo mismo ocurre en el caso de la población nidificante en las Islas Británicas (Cramp 1988, Meschini y Frugis 1993). Las pocas lavanderas cascadeñas que crían en Escandinavia, totalmente migradoras al igual que las poblaciones centroeuropeas, se distribuyen por todo el área de invernada de la especie en Europa, que llega por el

norte hasta Alemania (Cramp 1988, Yeatman-Berthelot 1991), lo que explica la escasez de capturas en Iberia (Bernis 1966). En Europa, las lavanderas cascadeñas se dirigen hacia el suroeste para llegar a la Península Ibérica, aunque también se mueven siguiendo otros rumbos en sus migraciones, por ejemplo sureste y noroeste, hacia otras zonas de su distribución invernal (Zink 1975).

Las lavanderas blancas que se recuperan en la Península Ibérica también son principalmente aves anilladas en Europa central y occidental (Apéndice), incluidas en este caso las Islas Británicas (subespecie *yarrellii*) e Islandia. Esta especie sigue un esquema de migración bifurcada en Europa, con dos sectores migratorios (Drost y Schüz 1940, Bernis 1971, Zink 1985), de forma que las aves que llegan a la Península Ibérica proceden del sector occidental. A partir de los resultados de anillamiento en la Península Ibérica, puede situarse la zona de contacto entre ambos sectores en torno a la longitud correspondiente a Escandinavia, Polonia y la antigua Checoslovaquia (aproximadamente los 15° E). Las poblaciones que crían más al este de esta banda y en Escandinavia se dirigen al Mediterráneo oriental, con rumbos entre este y sur (Bernis 1971), por lo que no se recuperan, o lo hacen muy escasamente, en Iberia. Tampoco se ha recuperado ninguna lavandera blanca anillada en los países mediterráneos, cuyas poblaciones son sedentarias o se desplazan principalmente a lo largo de Italia (Meschini y Frugis 1993). La mayoría de las aves occidentales, según el anterior criterio de división de la población europea, se dirigen hacia el suroeste (Drost y Schüz 1940, Bernis 1971, Zink 1985). A éstas se unen las procedentes de Groenlandia e Islandia, pertenecientes a la subespecie nominal y que alcanzan el continente a través de las Islas Británicas (Drost y Schüz 1940, Cramp 1988), y sólo una parte de las *yarrellii* que crían en las Islas Británicas, ya que la mayoría de las nidificantes en Gran Bretaña invernan en la zona más meridional de la isla y la población irlandesa es sedentaria (Davis 1966).

La distribución de las recuperaciones en la Península Ibérica es principalmente costera para ambas especies (Figura 1). Puede existir, sin embargo, cierta distorsión de estos resultados debida principalmente a la intensa práctica del anillamiento y de la caza de paseriformes en las regiones en que se obtiene la mayor parte de las capturas (Bernis 1966). La entrada en la Península debe producirse principalmente por la costa a ambos lados de los Pirineos, lo cual se deduce de la elevada densidad de recuperaciones que se obtiene tanto en las provincias costeras catalanas y de Levante, como en el País Vasco y Cantabria (Figura 1). El paso a través de los Pirineos centrales no debe de ser importante en ninguna de las dos especies, dada la escasez de recuperaciones en Huesca y Zaragoza, y de acuerdo con algunas observaciones de migración realizadas en esta cordillera (Iribarren 1968).

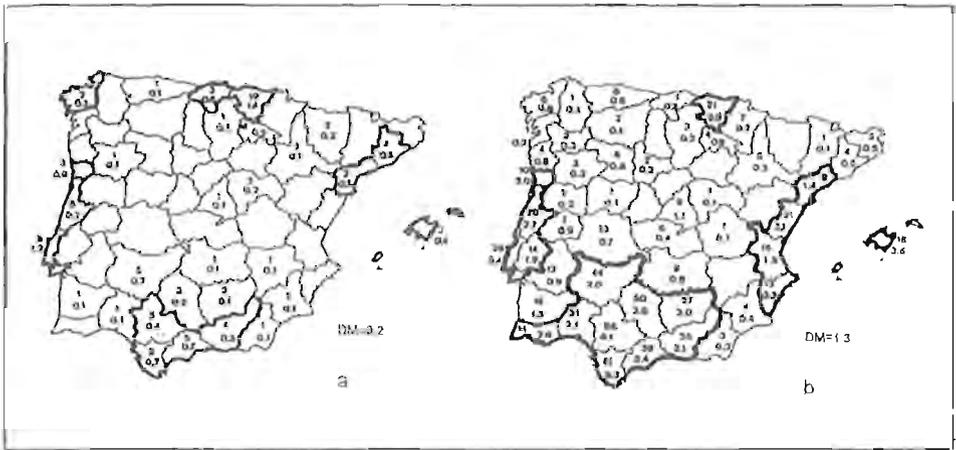


Figura 1. Distribución de las recuperaciones de lavanderas extranjeras en la Península Ibérica y Baleares, por provincias: (a) *Motacilla cinerea* (n=83); (b) *M. alba* (n=686). Arriba se indica el número de recuperaciones y debajo su densidad. Se señalan mediante líneas de trazo grueso los sectores cuya densidad de recuperaciones supera la media (DM).

*Distribution of recoveries of foreign Wagtails in the Iberian Peninsula according to provinces: (a) Motacilla cinerea (n=83); (b) M. alba (n=686). The upper figure shows the number of recoveries, and the lower figure indicates its density. A thick line surrounds the sectors in which the recovery density is larger than the average (DM).*

La abundancia de recuperaciones de lavandera cascadeña en los litorales cantábrico y atlántico sugiere la existencia de un flujo a lo largo de ellos. Sin embargo, el paso de esta especie a lo largo de la costa mediterránea no parece ser tan importante, a juzgar por la ausencia de recuperaciones en toda la Comunidad Valenciana, y no se detecta alohíemismo paralelo en la Península, lo que parece indicar que el paso se produce principalmente en frente amplio, sin existir corrientes costeras de importancia. Dicho paso costero está mucho más acentuado en la lavandera blanca, de modo que en esta especie sí se establecen dos corrientes principales que recogen a la mayoría de los migrantes, una occidental, a lo largo de la costa atlántica de la Península, y otra oriental siguiendo el litoral mediterráneo. No se encuentran diferencias significativas entre los sectores occidental y oriental de la Península respecto a la magnitud de su paso postnupcial, pero sí un alto grado de alohíemismo paralelo (longitud mediana de anillamiento para las recuperadas en el sector occidental=5° 07'E, n=193; sector oriental=8° 23'E, n=91; test de la U de Mann Whitney, z=5,18, P<0,001). Esto se debe principalmente a que la subespecie británica se desplaza casi exclusivamente por la costa cantábrica y Portugal (Davis 1966), donde se obtiene la totalidad de sus recuperaciones, mientras que las aves continentales se desplazan en frente amplio.

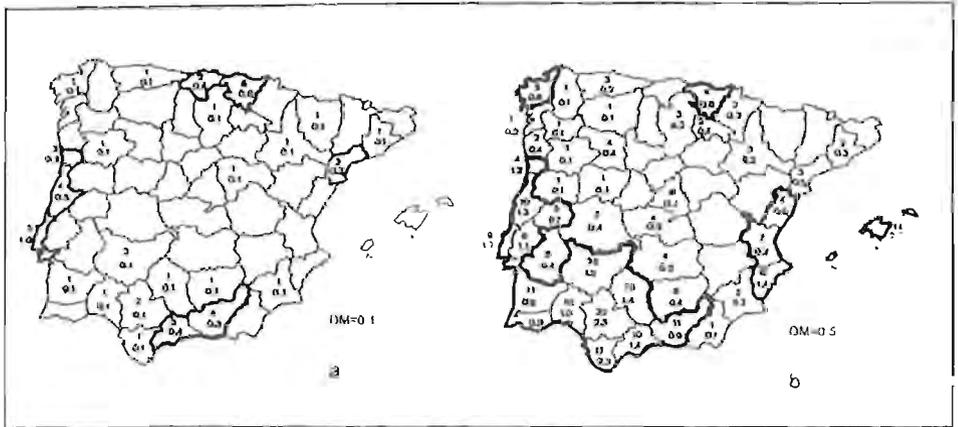


Figura 2. Distribución de las recuperaciones invernales de lavanderas extranjeras en la Península Ibérica y Baleares, por provincias: (a) *Motacilla cinerea* (n=48); (b) *M. alba* (n=281). Arriba se indica el número de recuperaciones, y debajo su densidad. Se señalan mediante líneas de trazo grueso los sectores cuya densidad de recuperaciones supera la media peninsular (DM).

*Distribution of winter recoveries of foreign Wagtails in the Iberian Peninsula by provinces: (a) Motacilla cinerea (n=48); (b) M. alba (n=281). The upper figure shows the number of recoveries, and the lower figure indicates its density. A thick line surrounds the sectors in which the recovery density is larger than the average (DM).*

La densidad de recuperaciones es alta en la zona cercana al Estrecho de Gibraltar en las dos especies (Figura 1), lo que indica un paso abundante de estas aves hacia África (Tellería 1981). Se obtienen sendas recuperaciones primarias de lavandera cascadeña y lavandera blanca en Marruecos, correspondientes a aves anilladas en Iberia (en ambos casos en Málaga) durante la migración postnupcial. En la lavandera blanca, el paso hacia África se produciría principalmente a través del Estrecho y quizás también directamente desde el sur de Portugal, especialmente en el caso de la subespecie *yarrellii*, de la que sólo se ha obtenido una recuperación en Cádiz, y cuyas observaciones en paso por Gibraltar son muy escasas (Tellería 1981, Hilgerloh 1988).

#### *Invernada y migración prenupcial*

La distribución peninsular de las recuperaciones invernales de estas dos especies (Figura 2) se ajusta a la de los pisos colino, termo y mesomediterráneo (Rivas-Martínez 1987), donde las condiciones climáticas hacen posible una cierta producción primaria en invierno y, como consecuencia, la presencia de invertebrados (Tellería et al. 1988). La lavandera cascadeña se dis-

tribuye principalmente por las regiones costeras, donde la disponibilidad invernal de alimento para las aves insectívoras es mucho mayor que en el interior peninsular (Tellería et al. 1988). En el caso de la lavandera blanca, éste es también el sector que acoge el mayor número de invernantes, aunque éstos se distribuyan también ampliamente por el interior peninsular. Al contrario que la lavandera cascadeña, esta especie sí muestra alohiemismo longitudinal en su distribución invernal (latitud mediana de anillamiento para las recuperadas en el sector norte= $52^{\circ} 15'N$ ,  $n=61$ ; sector sur= $51^{\circ} 05'N$ ,  $n=220$ ; test de la U de Mann-Whitney,  $z=-3,62$ ,  $P<0,001$ ), así como un alto grado de alohiemismo paralelo (longitud mediana de anillamiento para las recuperadas en el sector occidental= $5^{\circ} 26'E$ ; sector oriental= $8^{\circ} 20'E$ ;  $z=6,85$ ,  $P<0,001$ ). Este segundo patrón podría estar acentuado por la distribución de la población invernante de *yarrellii*, que ocupa la mitad occidental de la Península (sus 18 recuperaciones en este periodo se obtienen en provincias de la costa atlántica peninsular), y que sólo en raras ocasiones se detecta en zonas más orientales (Aymí y Martínez 1990). La subespecie *alba*, por otra parte, se presenta por igual en toda la Península, con lo que los cuarteles de invierno de ambas subespecies se solapan en la zona de Portugal.

La migración prenupcial pasa bastante más desapercibida, con solo 46 recuperaciones de lavandera blanca y tres de lavandera cascadeña en este periodo.

### Fenología

La migración postnupcial de la lavandera cascadeña por la Península Ibérica comienza a detectarse en forma de recuperaciones ya en septiembre, aumentando hasta la segunda mitad de octubre, cuando el paso es máximo (Figura 3a). En noviembre se estabiliza la cantidad de aves recuperadas, lo que marca el inicio del período de invernada. Todo esto concuerda con los resultados de la observación directa de la migración, aunque no se recuperan aves en la primera mitad de septiembre, cuando la lavandera cascadeña se encuentra ya en paso (Tellería 1981, Harremans 1988). No se detecta la migración prenupcial en los resultados de anillamiento

En la lavandera blanca, la migración postnupcial empieza en la Península Ibérica a finales de septiembre, aumentando en la segunda quincena de octubre para alcanzar su máximo en la primera mitad de noviembre, tras lo cual disminuye el porcentaje de recuperaciones para estabilizarse durante el período de invernada (Figura 3b). Esta fenología no se sincroniza con la que se obtiene en la zona del Estrecho de Gibraltar, donde el paso comienza en septiembre y tiene su máximo en el mes de octubre (Tellería 1981), quizá debido a que muchas aves van moviéndose según empeoran las condiciones meteorológicas en otoño (Davis 1966, Bernis 1971), continuando así la llegada de lavanderas blancas a la Península durante el mes de noviembre con

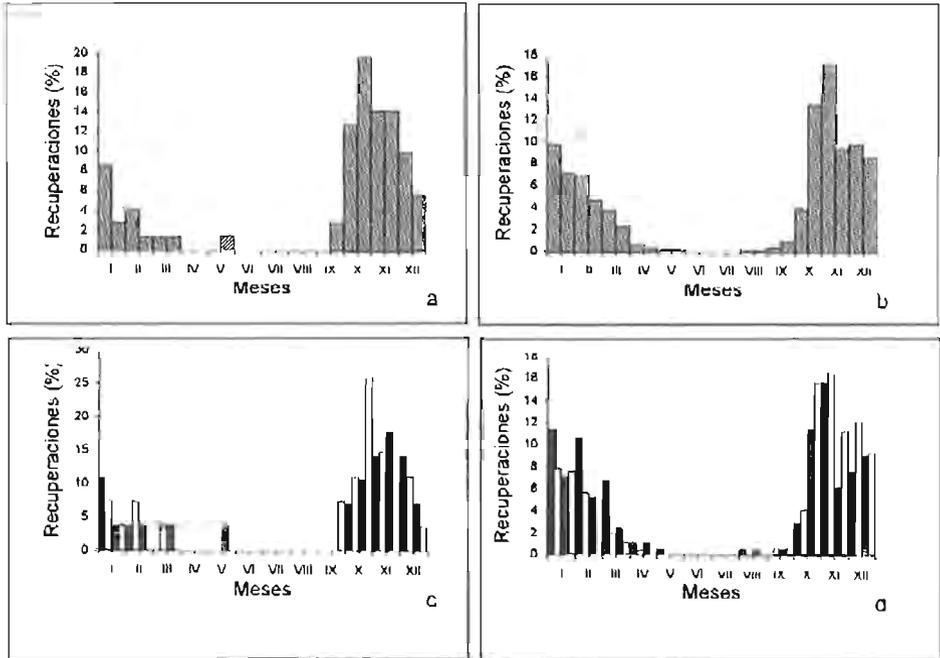


Figura 3. Fenología por quincenas de mes de (a) *Motacilla cinerea* (n=71). (b) *M. alba* (n=566). (c) *M. cinerea* según clases de edad (adultos en negro, n=28; jóvenes en blanco, n=27). (d) *M. alba* según grupos de edad (adultos en negro, n=210; jóvenes en blanco, n=268).

*Phenology by fortnights of month for (a) Motacilla cinerea (n=71). (b) M. alba (n=566). (c) M. cinerea according to age classes (adults in black, n=28; first year in white, n=27). (d) M. alba according to age classes (adults in black, n=210; first year in white, n=268).*

gran intensidad. De hecho, en los países más septentrionales el máximo de migración se sitúa entre septiembre y octubre (Drost y Schüz 1940), mientras que las partidas en noviembre son muy frecuentes en Centroeuropa (Yeatman-Berthelot 1991).

### *Migración según clases de edad*

No existe ninguna tendencia que sugiera que la distribución geográfica de los jóvenes sea diferente de la de los adultos en ninguna de las dos especies (lavandera blanca, subespecie nominal: sector occidental: 50 jóvenes y 27 adultos; sector oriental: 66 y 46;  $\chi^2_{(1)}=0,464$ ,  $p=0,49$ ; lavandera cascadeña: occidental: 19 y 20; oriental: 11 y 13;  $\chi^2_{(1)}=0,001$ ,  $p=0,97$ ). Con respecto a la fenología de cada clase de edad, en el caso de la lavandera cascadeña parece

existir cierta asincronía en el paso como puede apreciarse en la figura 3c: los jóvenes proporcionan la máxima cantidad de recuperaciones durante la segunda mitad de octubre, aproximadamente un mes antes que los adultos, lo que podría deberse a que aquellos abandonasen antes las áreas de cría como consecuencia de su dispersión postgenerativa (Berthold 1993); sin embargo, la escasez de datos no permite ilustrar estadísticamente esta tendencia. En el caso de la lavandera blanca no se detectan diferencias en el paso por quincenas a lo largo de octubre y noviembre ( $\chi^2_{(3)}=1,81$ ,  $p=0,61$ ; Figura 3d).

#### AGRADECIMIENTOS

Francisco J. Cantos, Mario Díaz, Tomás Santos y José Luis Tellería contribuyeron a mejorar el manuscrito original.

#### BIBLIOGRAFÍA

- ASENSIO, B. Y L.M. CARRASCAL (1987). Migratología de las agachadizas comunes (*Gallinago gallinago*, L.) invernantes en la Península Ibérica. *Ardeola* 34: 225-242.
- AYMI, R. E I. MARTÍNEZ (1990). Presència i situació d'algunes subespècies d'ocells a Catalunya. *Butlletí del Grup Català d'Anellament* 7: 45-52.
- BERNIS, F. (1966). *Migración en aves. Tratado teórico y práctico*. S.E.O., Madrid.
- (1971). *Aves migradoras ibéricas: según anillamientos en Europa. Fasc. 7-8: Páseres I: de Alaúcidos a Prunélidos*. S.E.O., Madrid.
- BERTHOLD, P. (1993). *Bird Migration. A general survey*. Oxford University Press, Oxford.
- CANDEIAS, D. R. Y M.F.C. CASTRO (1982). *Aves com anilhas estrangeiras capturadas em Portugal até final de 1981*. C.E.M.P.A., Lisboa.
- CANTOS, F. J. (1992). *Migración e invernada de la Familia Sylviidae (Orden Passeriformes, Clase Aves) en la Península Ibérica*. Publicaciones de la Universidad Complutense, Madrid.
- CARVALHO, M. B. (1975). *Anilhas recuperadas em Portugal Continental e Insular entre 1965/72 de aves anilhadas na Europa*. C.E.M.P.A., Lisboa.
- CRAMP, S. (ed.) (1988). *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. V. Oxford University Press, Oxford.
- DAVIS, P. (1966). The movements of Pied Wagtails as shown by ringing. *Bird Study* 13: 147-162.
- DROST, R. Y E. SCHÜZ (1940). Ueber den Zug der europäischen Bachstelzen (*Motacilla a. alba* L. und *M. a. yarrellii* Gould). *Vogelzug* 11: 145-161.

- HARREMAN, M. (1988). Postjuvenile moult, phenology and biometry of Grey Wagtails *Motacilla cinerea* migrating over central Belgium. *Ringing & Migration* 9: 103-116.
- HILGERLOH, G. (1988). Radar observations of Passerine Transaharian migrants in Southern Portugal. *Ardeola* 35: 221-232.
- IRIBARREN, J. J. (1968). Observaciones de migración posnupcial en el Pirineo Occidental (Octubre 1966). *Ardeola* 12: 177-179.
- KEITH, S., E.K. URBAN Y C.M. FRY (eds.) (1992). *The Birds of Africa*. Vol IV. Academic Press, London.
- MESCHINI, E. Y S. FRUGIS (eds.) (1993). *Atlante degli ucelli nidificanti in Italia*. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XX: 1-334.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1987). *Memoria del mapa de series de vegetación de España*. I.C.O.N.A., Madrid.
- SILVA, M. A. Y M.F.C. CASTRO (1991). *Recaptura de aves com anilha estrangeira em Portugal e com anilha CEMPA no estrangeiro (1977-1988)*. S.N.P.R.C.N., Lisboa.
- (1992). Recuperação de anilhas entre 1989 e 1991. *Airo* 3: 90-120.
- TAIT, G. M. (1959). Aves anilladas recuperadas en Portugal. *Ardeola* 5: 107-119.
- (1960). Aves anilladas recuperadas en Portugal (Abril 1957- Diciembre 1958). *Ardeola* 6: 259-278.
- (1961). Aves anilladas recuperadas en Portugal (Enero-Diciembre 1959). *Ardeola* 7: 175-195.
- (1963). Aves anilladas recuperadas en Portugal. Años 1960 y 1961. *Ardeola* 8: 189-222.
- TELLERÍA, J. L. (1981). *La migración de las aves en el Estrecho de Gibraltar. Vol.II: Aves no planeadoras*. Publicaciones de la Universidad Complutense, Madrid.
- TELLERÍA, J. L., T. SANTOS Y L.M. CARRASCAL (1988). La invernada de los paseriformes (O. Passeriformes) en la Península Ibérica. Pp. 153-166. En: J. L. Tellería (ed.). *Invernada de aves en la Península Ibérica*. Monografías de la Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- YEATMAN-BERTHELOT, D. (1991). *Atlas des oiseaux de France en hiver*. Société Ornithologique de France, Paris.
- ZINK, G. (1975). *Der Zug europäischer Singvögel: ein Atlas der Widerfunde beringter Vögel*. Part. 2. Vogelwarte Radolfzell, Alemania.
- (1985). *Der Zug europäischer Singvögel: ein Atlas der Widerfunde beringter Vögel*. Part. 4. Vogelwarte Radolfzell, Alemania.

Recibido, 21 octubre 1996; aceptado, 7 marzo 1997.

## APENDICE

Anillamientos y recuperaciones de *Motacilla cinerea* y *M. alba* para los países que proporcionan recuperaciones en la Península Ibérica y Baleares. A: anillamientos realizados en el período que se señala; R: recuperaciones totales en Iberia; RP: recuperaciones de aves anilladas en el período indicado; IR: índice de recuperación, RP/A.

*Number of ringings and recoveries of Motacilla cinerea and M. alba for the countries that provide recoveries in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. A: ringing birds in the indicated period; R: total Iberian recoveries; RP: recoveries of birds ringed in the period that it is indicated; IR: recovery rate, RP/A.*

(AL-Alemania. AU-Austria. BE-Bélgica. CH-antigua Checoslovaquia. DI-Dinamarca. FR-Francia. HO-Holanda. IT-Italia. IS-Islandia. NO-Noruega. PO-Polonia. RE-Reino Unido. RU-Rusia. SC-Suecia. SZ-Suiza).

País y Anilla		Período	A	R	RP	IR
<i>Motacilla cinerea</i>						
AL	Hiddensee	1964-1993	50543	31	31	0,61
	Helgoland	1909-1994				
	Radolfzell	1947-1981				
AU	sin datos			2		
BE	Bruxelles	1960-1969	2378	8	4	1,68
CH	Praha	1934-1977	16387	18	11	0,67
FR	Paris	1975-1984	58	13	1	17,2
IT	Bologna	1975-1991	1298	1	1	0,77
NO	Oslo	1914-1980	701	1	1	1,43
RE	London	1909-1981	16348	1	1	0,06
SZ	Sempach	1924-1990	7363	10	10	1,36
<i>Motacilla alba</i>						
AL	Hiddensee	1964-1993	135588	192	181	1,33
	Helgoland	1909-1994				
	Radolfzell	1947-1981				
AU	sin datos			2		
BE	Bruxelles	1960-1969	24407	211	94	3,85
CH	Praha	1934-1977	21766	16	9	0,41
DI	Copenhagen	1928-1984	4729	4	3	0,63
FR	París	1975-1984	652	39	4	6,13
HO	Arnhem	1911-1983	19413	33	28	1,44
IS	Reykjavik	hasta 1966	1500	3	3	2,00
NO	Oslo	1914-1980	7957	1	1	0,12
PO	Gdansk	1931-1983	1761	3	2	1,14
RE	London	1909-1981	134128	121	109	0,81
RU	Moskwa	1925-1982	22527	1	1	0,04
SC	Stockholm	1960-1983	56258	1	1	0,02
SZ	Sempach	1924-1990	25332	61	55	2,17

## ABUNDANCIA Y REPRODUCCIÓN DE *GLIS GLIS* (LINNAEUS, 1766) (RODENTIA, GLIRIDAE) EN EL PIRINEO OCCIDENTAL

J. GOSÁLBEZ<sup>1</sup> Y E. CASTIÉN<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Dpto. de Biología Animal, Fac. de Biología, Univ. de Barcelona, Avda. Diagonal 645,  
08028 Barcelona.

<sup>2</sup>Servicio de Conservación de la Naturaleza, Gobierno de Navarra, c/Alhóndiga 1,  
31002 Pamplona.

### RESUMEN

Se han estudiado 58 individuos de *Glis glis* (33 machos, 25 hembras) colectados en el Macizo de Quinto Real (Navarra) en altitudes comprendidas entre 660 m y 750 m. En esta zona la precipitación media es de 2138 l/m<sup>2</sup>. La temperatura media mínima se da en enero (2,9° C) y la media máxima en agosto (16,6° C).

En el presente trabajo se detecta una correlación positiva significativa entre la producción del hayedo, puesta de manifiesto por la cosecha de hayuco, y la abundancia de *Glis glis*. Los datos disponibles permiten indicar que una escasa producción de hayuco influye en la escasa producción de jóvenes a lo largo de la estación reproductora. La relación entre sexos obtenida no difiere significativamente de la esperada.

A finales de junio empiezan a aparecer machos sexualmente activos y su presencia es constante hasta finales de septiembre. En lo que concierne a las hembras las primeras sexualmente activas se detectan a finales de julio. Las hembras gestantes se han localizado todas en el mes de agosto. En septiembre y octubre se observa la presencia de hembras lactantes. La media de embriones por camada es de 7,4 (intervalo: 5-10, E.S.: 0,927, n=5). Los datos disponibles indican que la media de embriones y de cicatrices placentarias por camada aumenta con la edad de la hembra. Las observaciones realizadas sobre las hembras gestantes y la presencia de cicatrices placentarias recientes señalan que cada hembra tiene un único parto por periodo reproductor.

*Palabras clave:* Abundancia, *Glis glis*, Península Ibérica, reproducción.

### ABSTRACT

*Abundance and reproduction in Glis glis (Linnaeus, 1766) (Rodentia, Gliridae) in the western Pyrenees.*

We studied the abundance and the reproductive cycle of *Glis glis* in the Quinto Real Mountains (Western Pyrenees, Iberian Peninsula) at altitudes ranging from 660 to 750 m. Average annual rainfall in the study area was 2138 l/m<sup>2</sup>. Temperatures were at minimum in January ( $\bar{x}$  = 2.9° C) and maximum in August ( $\bar{x}$  = 16.6° C). The average annual temperature was 8.8° C. Animals were captured in an acidophilous beech wood.

Results indicate a significant positive correlation between abundance of *Glis glis* and beechnut production. Low beechnuts production decreased fecundity. Sexually mature males were present from the end of June until the end of September. The first sexually active female

was found in August and suckling females in September and October. The average litter size was 7.4 (SE = 0.927, range = 5 - 10, n = 5) and the average of the placental scars was 6.9 (SE = 0.588, range = 4 - 9, n = 9). There was a positive correlation between the age of the female and the litter size. Females had only one litter per breeding season.

*Key words:* Abundance, *Glis glis*, Iberian Peninsula, reproduction.

## INTRODUCCIÓN

*Glis glis* es una especie de amplia distribución en los bosques caducifolios de Europa y Asia Menor. El hecho de que presente hibernación condiciona su estudio a periodos de tiempo restringidos, variables en función de las características del medio, en los que la temperatura es un factor determinante. En la zona de estudio la época de actividad de la especie abarca los meses de junio a noviembre.

Los estudios en los que se aporta datos sobre la actividad reproductora de *Glis glis* se deben, fundamentalmente, a Gaisler et al. (1977), Kahmann (1965), Ognev (1966) y Vientinghoff-Riesch (1960) y hacen referencia a localidades de Alemania, Italia y Europa del este. En la Península Ibérica los datos son escasos y se deben a los trabajos de Castroviejo et al. (1974) y de Mendiola (1985).

En el presente estudio se aporta datos sobre la influencia de la cosecha de hayuco, en un hayedo acidófilo, en las características del ciclo de reproducción y la densidad de población de la especie en el pirineo occidental, comparando los resultados obtenidos con hipótesis propuestas por otros autores en la bibliografía (Storch 1978).

## MATERIAL Y MÉTODOS

Se han estudiado 58 individuos (33 machos, 25 hembras) colectados entre septiembre de 1984 y noviembre de 1987 en el Macizo de Quinto Real (Pirineos occidentales, norte de la Península Ibérica), en altitudes comprendidas entre 660 m y 750 m. La precipitación media en la zona de estudio es de 2138 l/m<sup>2</sup>, con máximos en abril (243 l/m<sup>2</sup>) y noviembre (253 l/m<sup>2</sup>) y un mínimo en julio (68 l/m<sup>2</sup>). La temperatura media de las mínimas corresponde a enero (2,9°C) y la media de las máximas a agosto (16,6°C). La media anual de temperaturas es de 8,8°C.

Todos los animales fueron capturados en dos rodales de hayas maduras (*Fagus sylvatica*). En ellos se colocó ballestas cebadas con manzana. Las trampas fueron situadas en las horquillas de las ramas o sobre plataformas adosadas al tronco. Se dispuso de 25 trampas cada mes durante una semana refiriendo la abundancia a capturas/trampa-noche. En total se colocó 2475



En las hembras se anotó las características del útero en cuanto a su irrigación y dilatación como síntomas de actividad reproductora. Se tomó nota, en las hembras gestantes, del número de fetos presentes en cada rama uterina y también del número de cicatrices uterinas recientes y el de cicatrices antiguas.

La muestra obtenida se ha dividido en clases reproductoras siguiendo el criterio de Ventura y Gosálbez (1987) completado con las observaciones procedentes de los frotis epididimarios. La edad se ha estimado mediante el desgaste dentario siguiendo el criterio de Homolka (1979).

## RESULTADOS

### *Abundancia*

La Figura 1 muestra la evolución en la abundancia relativa de *Glis glis*, obtenida a través de los muestreos efectuados en las hayas. Se observa que los muestreos realizados en otoño de 1984 no dieron resultados positivos. En 1985 únicamente se obtuvieron resultados positivos a partir de junio, con un aumento notable de las capturas al inicio del otoño (septiembre y octubre) para disminuir posteriormente en noviembre. En 1986 se inició la campaña de muestreo en el mes de mayo, obteniendo las primeras capturas en julio, no observándose durante este año ningún incremento de la población en los meses del otoño, siendo de destacar la ausencia de capturas en octubre. En 1987 se realizó los muestreos de junio a noviembre, apareciendo un pico en la abundancia de capturas durante septiembre.

La aplicación del test de correlación de Pearson, entre la abundancia de *Glis glis* y la de hayuco sobre el terreno (Tabla 1) da unos valores de  $r_p = 0,953$  ( $0,01 < p < 0,05$ ), lo que indica un elevado nivel de significación para la correlación entre ambas series de valores en los cuatro años comparados. Según esto cabe establecer una relación directa entre la abundancia de lirón gris y la producción de hayuco en la temporada correspondiente.

TABLA 1

Producción de hayuco (semillas/m<sup>2</sup>) y abundancia de lirón gris (capturas/100 trampas noche).

*Production of beechnuts (seeds/m<sup>2</sup>) and deer mouse abundance (captures/100 traps-night).*

Año	1984	1985	1986	1987
Producción de hayuco	0,0	26,24	0,16	13,60
Abundancia de lirón gris	0,0	10,87	1,54	9,09

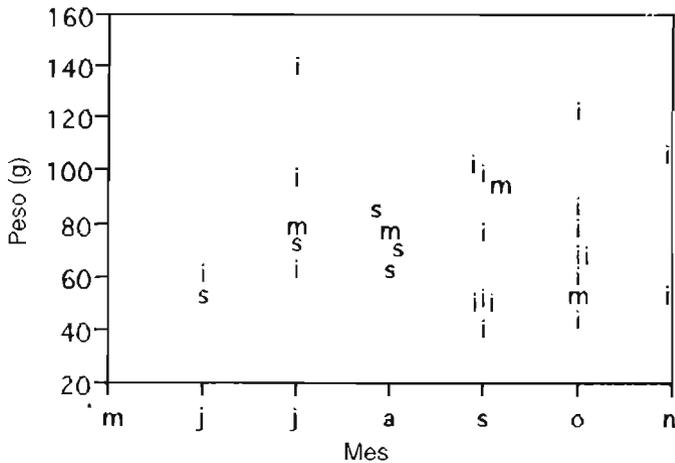


Figura 2. Variación del estado de madurez reproductora de los machos de *Glis glis* en función del peso (g) y mes de captura. i: inmaduros; s: submaduros; m: maduros. n= 29.

Variation in the reproductive maturity state of the males of *Glis glis* according to the weight (g) and the month of capture. i: immatures; s: submatures; m: matures. n=29.

## REPRODUCCIÓN Y ESTRUCTURA POBLACIONAL

### Ciclo sexual de los machos

En la Figura 2 se representa el estado de madurez reproductora de los machos en función del peso y del mes de captura. Se ha encontrado individuos inmaduros en pesos comprendidos entre 42,0 y 141,0 g, submaduros entre 54,0 y 81,5 g y maduros entre 79,0 y 99,5 g. Se ha colectado individuos inmaduros con longitudes de vesícula seminal situadas entre 2,7 y 11,7 mm, submaduros entre 5,4 y 10,2 mm y maduros entre 9,9 y 16,2 mm.

En lo que concierne al producto de los dos diámetros testiculares se ha encontrado animales inmaduros entre 13,65 y 92,80 mm<sup>2</sup>, submaduros entre 45,0 y 83,82 mm<sup>2</sup> y maduros entre 72,0 y 84,14 mm<sup>2</sup>.

La Figura 3 muestra la variación de la longitud media del testículo y su error estándar a lo largo de los meses de actividad para esta especie. Se observa la existencia de un ciclo unimodal que se inicia en junio, alcanza su máximo en agosto y decrece posteriormente hasta noviembre. El crecimiento de la vesícula seminal y del testículo es paralelo si bien en éste la variación es menos acusada en los primeros meses.

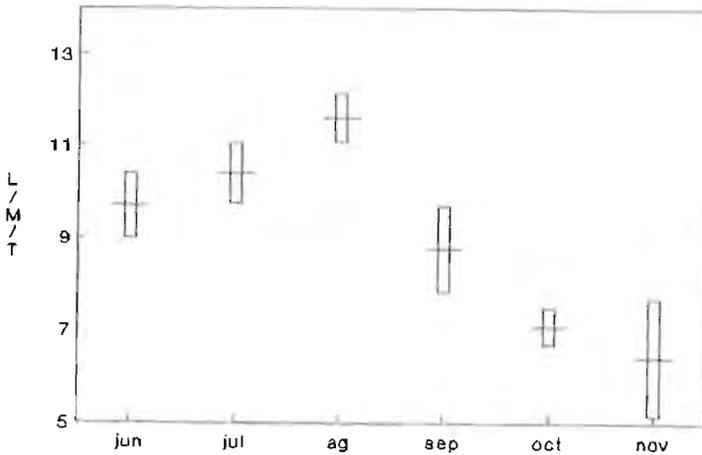


Figura 3. Variación de la longitud media del testículo (mm) y su error estándar, a lo largo del periodo de actividad, en *Glis glis*. n=32. LMT: longitud media del testículo.

Variation of the average testicular length (mm) and their standar error, throughout the activity period, in *Glis glis*. n=32. LMT: average testicular length.

En la Figura 2 se observa que en junio no se ha detectado la presencia de machos maduros, si bien uno de los dos animales colectados en este mes presentaba signos de inicio de la actividad sexual. En julio la presencia de animales inmaduros es aún elevada (60 %) y aparecen ya animales totalmente maduros (20 %). En agosto los individuos maduros se mantienen en el mismo porcentaje (20 %), aumentando el paso de inmaduros (20 %) a submaduros (60 %), que son animales con la actividad atenuada. En septiembre disminuye la proporción de animales maduros (10 %) y se incrementa sustancialmente la presencia de individuos inmaduros (90 %) que, en el mes de octubre y noviembre, llegan a alcanzar la totalidad de la muestra obtenida. Se contabiliza ejemplares que no aparecen en la figura, de los que se conoce el estado reproductor pero no el peso.

#### Ciclo sexual de las hembras

En la Figura 4 se representa el estado de madurez reproductora de las hembras, en función del peso y del mes de captura. Los individuos inmaduros hallados se sitúan en pesos comprendidos entre 51,5 g y 90,0 g. Las hembras adultas han mostrado pesos comprendidos entre 63,0 y 142,0 g.

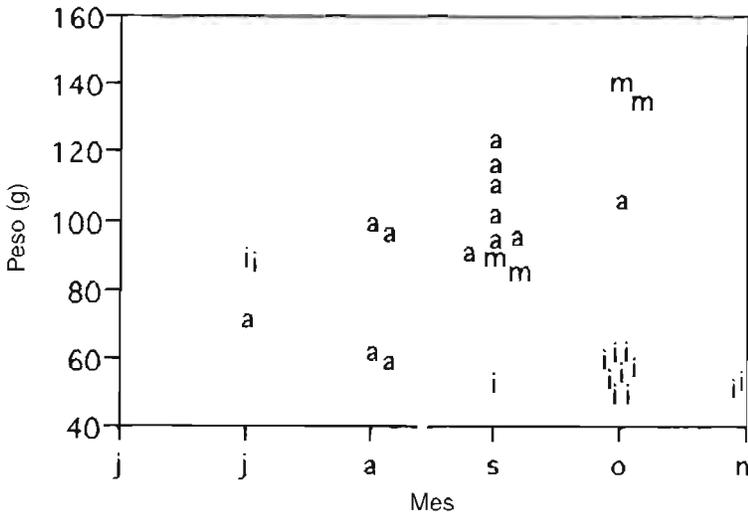


Figura 4. Variación del estado de madurez reproductora de las hembras de *Glis glis* en función del peso (g) y del mes de captura. i: inmaduras; m: maduras no activas; a: maduras activas. n=30.

*Variation in the maturity condition of the females of Glis glis according to the weight (g) and the month of capture. i: immatures; s: sub matures; m: matures. n=30.*

Esta figura muestra que en el mes de julio uno de los dos animales capturados era sexualmente activo. En agosto los 7 animales colectados presentaban evidencias de actividad sexual y, a partir de este mes, la proporción de animales activos decrece paulatinamente (77,8 % en septiembre, 16,7 % en octubre y 0,0 % en noviembre). No obstante, sólo se han hallado hembras gestantes durante el mes de agosto (entre el día 12 y el 24). Se ha encontrado hembras en lactación entre el 14 de septiembre y el 3 de octubre. Todas las hembras activas capturadas a partir de septiembre muestran claros síntomas de haber parido: mamas desarrolladas y aparentes, con leche en algunos casos, útero bien desarrollado, dilatado y con cicatrices placentarias recientes. Se contabiliza ejemplares que no aparecen en la figura, de los que se conoce el estado reproductor pero no el peso.

En total se han capturado 6 hembras en estado de gestación, si bien en una de ellas las implantaciones han resultado tan pequeñas que no han permitido su recuento. La media de embriones por camada es 7,4 (E.S. = 0,927, interv.: 5-10). Asimismo se capturaron 9 hembras con cicatrices placentarias recientes que han dado una media de 6,9 cicatrices por hembra (E.S. = 0,588, interv.: 4-9). La proporción de hembras gestantes en agosto y septiembre fue

también diferente en los años de trabajo. En el año 1984 no se obtuvo ningún animal. En 1985 la totalidad de las hembras capturadas en el mes de agosto ( $n = 3$ ) se encontraban gestantes y todas las hembras capturadas en septiembre presentaban cicatrices placentarias ( $n = 8$ ). En agosto de 1986 se capturaron dos hembras adultas de las cuales una se encontraba en estado de gestación y la otra evidenciaba signos de desarrollo en su aparato reproductor aunque no se encontraba gestante. En septiembre del mismo año únicamente se capturó una hembra adulta que no evidenció ningún signo de actividad sexual. En el año 1987 se capturaron 2 hembras en agosto que se encontraban en gestación y una en septiembre con cicatrices placentarias recientes.

En lo que concierne al número de embriones los resultados son los siguientes: una hembra de la clase de edad II con 5 embriones, 3 hembras de la clase de edad III con un promedio de 7,6 embriones (interv.: 6-10) y una hembra de la clase de edad IV con 9 embriones.

### *Estructura y dinámica poblacional*

La proporción de sexos, en el conjunto de la muestra estudiada, no difiere significativamente de la relación 1:1. Se han obtenido 33 machos (56,9 %) y 25 hembras (43,1 %) (chi-cuadrado = 1,103, g.l. = 1,  $p = 0,293$ ).

La Tabla 2 muestra la variación, en número, de la estructura de edades en las dos estaciones de actividad para cada uno de los años de muestreo. La estructura de la muestra resultó variable a lo largo de los tres años. En 1985 (29 capturas) se encontró, en verano, individuos de 1, 2 y 3 años, con una mayor presencia de los individuos de dos a tres años (clase III). En otoño se observó un reclutamiento de jóvenes que supone el 40,9 % del total de la muestra.

TABLA 2

Número de ejemplares de *Glis glis* distribuidos por estaciones en función de las clases de edad.

*Number of individuals of Glis glis in each season, in relation to age class.*

	verano 1985	otoño 1985	verano 1986	otoño 1986	verano 1987	otoño 1987
Clase I	0	9	0	0	0	9
Clase II	1	4	5	2	5	2
Clase III	4	4	2	0	1	0
Clase IV	2	5	1	0	0	1

En 1986 el número de capturas fue pequeño (8 individuos en verano y 2 en otoño). La mayor parte de los ejemplares de verano (5), y los de otoño, pertenecen a la clase de edad II. No se capturó ningún animal nacido en el año. En 1987 las capturas obtenidas fueron de 6 animales en verano y 12 en otoño. La mayoría de los ejemplares de verano (5) se han asignado a la clase II. Durante el otoño, una gran parte de la muestra colectada resultó ser nacida en el mismo año (75 %).

Para el conjunto de la población (57 individuos con edades determinadas), durante el período de estudio, la estructura de la población es la siguiente: 31,6 % de ejemplares de un año, 33,3 % de dos años, 19,3 % de tres años y 15,8 % de cuatro años.

## DISCUSIÓN

Según Storch (1978), el tamaño de las poblaciones de *Glis glis* en Centro Europa muestra variaciones importantes de unos años a otros. En su opinión, los veranos frescos y húmedos afectan a la producción de jóvenes y en los años con falta de cosecha forestal aumenta la mortalidad entre los juveniles.

En el área estudiada en el presente trabajo, se ha puesto de manifiesto una correlación positiva significativa entre la producción del hayedo y la abundancia de lirones en septiembre (Tabla 1).

La relación de sexos encontrada no difiere significativamente de la esperada (1:1) datos que coinciden con los observados por Mendiola (1985) en Guipúzcoa (37 machos y 34 hembras), si bien hay autores que muestran proporciones favorables a las hembras (Kahmann 1965 (1,37:1 en el Monte Gargano, Italia); Vientinghoff-Riesch 1960 (1,8:1, en la Sierra de Deister, norte de Alemania)).

En el conjunto de la población estudiada la proporción de jóvenes es del 31,6 % y, si se considera exclusivamente los meses de septiembre, octubre y noviembre, después de la reproducción, alcanza el 50 % de todas las capturas. Esta proporción es muy variable en otros trabajos (entre el 23 % (Gaissler et al. 1977) y el 73 % (Vientinghoff-Riesch 1960)). En el presente estudio la proporción de individuos jóvenes muestra diferencias importantes en los distintos años muestreados (1985: 9 animales de menos de un año y 20 mayores; 1986: los 10 animales capturados resultaron mayores del año; 1987: 9 animales nacidos en el año y 9 mayores de un año).

En los años con producción de hayuco (1985 y 1987) el total de las hembras capturadas durante agosto eran gestantes y todas las capturadas en septiembre presentaban cicatrices placentarias recientes. En el año con escasez de producción (1986) las capturas se redujeron sustancialmente, lo cual puede ser reflejo de una disminución en la abundancia, ya que tampoco se

obtuvo capturas de la especie en otros hábitats marginales dentro del entorno del hayedo. En este año (1986) únicamente se capturó dos hembras en agosto, de las que sólo una estaba gestante, y una en septiembre sin síntomas de gestación anterior. Estos datos sugieren la posibilidad de que una escasa producción de frutos forestales repercuta, no ya en la mortalidad invernal (Storch 1978) sino en la propia producción de jóvenes durante la campaña reproductora. Cabe recordar que el fruto del haya comienza a estar disponible para los roedores a partir de junio y que desde julio, los años de cosecha abundante, el hayuco supone el alimento mayoritario para *Glis glis* (Castián 1994). Según esto se considera que existe una relación entre el porcentaje de hembras gestantes y la disponibilidad de alimento lo cual, desde un punto de vista ecológico, presenta una mayor eficacia al evitar la dispersión de unas escasas reservas nutritivas sobre un contingente elevado de animales y posibilita la concentración de los recursos energéticos sobre menos individuos, mejorando de esta forma la posibilidad de supervivencia durante la hibernación.

En el presente estudio aparecen animales con síntomas de actividad sexual en julio si bien el máximo de actividad reproductora, tanto para los machos como para las hembras, se centra en el mes de agosto. Esto coincide con la información aportada por Castroviejo et al. (1974), quienes indican que los machos colectados en la primera quincena de agosto son los que presentan los testículos de mayor tamaño. Mendiola (1985), en cambio, indica que el máximo de actividad se da en julio, datos que coinciden con los de Hrave (1970), Kratochvil (1973), Ognev (1966) y Gaissler et al. (1977) para diferentes localidades de Europa del Este. Cabe pensar que los presentes resultados y los de Castroviejo et al. (1974) pueden estar influidos por la escasez de la muestra de julio.

La época de partos en Quinto Real coincide con la dada por otros autores que la sitúan en agosto y principios de septiembre (Gaissler et al. 1977, Castroviejo et al. 1974, Vientinghoff-Riesch 1960, en el norte de Alemania) y difiere algo a la considerada por Kahmann (1965), en el Monte Gargano (Italia) y Löhrl (1960) y Pesnner (1960), en el sur de Alemania, que consideran que, en años favorables, la reproducción va desde la segunda quincena de julio hasta la primera semana de septiembre.

Los datos referentes al tamaño de la camada muestran una capacidad elevada de poder reproducir en la hembras de la especie en Quinto Real ( $\bar{x}=7,4$ , E.S.=0,927, interv. 5-10, n=5) y contrastan con los de Mendiola (1985) en Guipúzcoa ( $\bar{x}=5,6$ , n=5), Gaissler et al. (1977) en Moravia ( $\bar{x}=4,9$ ), Kahmann (1965) en Italia, Monte Gargano ( $\bar{x}=4$ ) y Saint-Girons (1973) en Francia ( $\bar{x}=6$ , n=2). En lo que concierne a las cicatrices placentarias, en la muestra estudiada la media es de 6,9 (E.S.=0,588, interv. 4-9, n=9), parecida a la encontrada por Mendiola (1985) en Guipúzcoa ( $\bar{x}=6,2$ , n=6) y superior a la hallada por Gaissler et al. (1977) en Moravia ( $\bar{x}=4,9$ ). No obstante cabe decir que la

comparación estadística de los datos de Quinto Real con los procedentes de la bibliografía no dan diferencias significativas. Esto se debe, seguramente, al pequeño tamaño de la muestra de todas las poblaciones estudiadas y a la amplitud del error estándar.

El número de cicatrices placentarias encontradas en las hembras capturadas en otoño, y fundamentalmente su aspecto, indican la existencia de una única gestación en todos los casos estudiados. Estos datos coinciden con los de Baudoin (1984), Gaissler et al. (1977), Kahmann (1965), Mendiola (1985), Ognev (1966) y Vientinghoff-Riesch (1960).

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a I. Leranoz (Pamplona) por su ayuda en el trabajo de campo. La investigación necesaria para realizar este trabajo ha sido parcialmente financiada por el "Comissionat per Universitats i Recerca de la Generalitat de Catalunya" (GRQ94-1057) y el proyecto PB93-0796 de la DGICYT.

#### BIBLIOGRAFÍA

- BAUDOIN, C. (1984). Le loir. *Glis glis*. Pp. 152 en Fayard, A. (ed). *Atlas des mammifères sauvages de France*. Ed. Société Française pour l'étude et la protection des mammifères. París.
- CASTIÉN, E. (1994). *Estudio bioecológico de la comunidad de micromamíferos (Insectívora y Rodentia) de un hayedo acidófilo. (Quinto real, Navarra)*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.
- CASTROVIEJO, J., J. GARZÓN, F. PALACIOS, Y S. CASTROVIEJO (1974). Sobre el Lirón Gris (*Glis glis pyrenaicus* Cabrera, 1908) en España. *Doñana Acta Vertebr.* 1: 121-142.
- GAISSLER, J., V. HOLAS Y M. HOMOLKA (1977). Ecology and reproduction of Gliridae (Mammalia) in northern Moravia. *Folia Zool.* 26: 213-228.
- GOSÁLBEZ, J., M<sup>a</sup>. J. LÓPEZ-FUSTER, Y M. DURFORT (1979). Ein neues Färbungsverfahren für Hodenzellen von Kleinsäugetieren. *Säugetierkundliche Mitteilungen.* 24: 77-79.
- HOMOLKA, M. (1979). Zur alterbestimmung der Schläfer (Gliridae). *Folia Zool.* 28: 103-114.
- HRAVE, V. (1970). Seasonal changes in microscopical structure of the gland and the prostate in *Glis glis* (Gliridae, Rodentia). *Zool. Listy* 19: 249-260.
- KAHMANN, H. (1965). Le Loir (*Glis glis* L., 1776) dans les monts Gargano Italie (Apulie). *Mammalia.* 29: 72-94.
- KRATOCHVIL, J. (1973). Männliche Sexualorgane und System der Gliridae (Rodentia). *Acta Sc. Nat. Brno* 7: 1-52.

- LÖHRL, H. (1960) Säugetiere als Nisthöhlebenbewohner in Südwestdeutschland mit Bemerkungen über ihre Biologie. *Z. Säugetierkunde* 25: 66-73.
- MENDIOLA, I. (1985). Estudio del ciclo reproductor de *Glis glis* (Linnaeus, 1766) en el País Vasco. *Eusko Ikaskuntza. Cuad. de Sec.* 2: 99-109.
- NILSSON, S.G. (1979). Seed density, cover, predation and the distribution of Birds in a beech Wood in Southern Sweden. *Ibis* 121: 177-185.
- (1985). Ecological and evolutionary interactions between reproduction of Beech *Fagus sylvatica* and seed eating animals. *Oikos*, 44: 157-164.
- OGNEV, S. (1966). *Mammals of the USSR and adjacent countries. vol. IV: Rodentia*. Israel Program for Scientific Translations. Jerusalem.
- PESNNER, H. (1960). Beitrag zur Biologie und Verbreitung der Schlafmäuse (Glirinae) in Tirol. *Pyramide* 8: 81-84.
- SAINT-GIRONS, M.C. (1973). Genre Glis Brisson, 1762. Pp. 295-299. en *Les Mammifères de France et du Benelux*. Doin Ed. Paris
- STORCH, G. (1978). *Glis glis* (Linnaeus, 1766). Pp. 243-258 en Niethammer, J. y Krapp, F. (ed.). *Handbuch der Säugetiere Europas Vol. I*. Akademische Verlagsgesellschaft. Wiesbaden.
- VENTURA, J. y J. GOSÁLBEZ (1987). Reproductive biology of *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae) in the Ebro delta (Spain). *Z. Säugetierkunde* 52: 364-371.
- VIENTINGHOFF-RIESCH, A. (1960). *Der Siebenschläfer (Glis glis L.)*. Monogr. Wildsäugetiere. Gustav Fischer Verlag. Jena.

Recibido, 16 febrero 1996; aceptado, 17 marzo 1997.

# ESTATUS DE RESIDENCIA, CATEGORIZACIÓN TRÓFICA Y ABUNDANCIA DE AVES EN EL ZOOLOGICO DE LA PLATA, ARGENTINA

RENÉ MARAGLIANO<sup>1</sup> Y DIEGO MONTALTI<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Jardín Zoológico de La Plata, Paseo del Bosque s/n, 1900-La Plata, Argentina

<sup>2</sup>Cátedra de Fisiología Animal, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Paseo del Bosque 1900 La Plata, Argentina y Departamento Biología Aves, Instituto Antártico Argentino, Cerrito 1248, 1010 Buenos Aires, Argentina. E-mail: montalti@ilpla.edu.ar

## RESUMEN

El objetivo de este estudio fue el de establecer las aves que habitan el Jardín Zoológico de La Plata, su estatus de residencia, categorización trófica y abundancia. Se realizaron censos en transectas y en puntos fijos durante las primeras cuatro horas de la mañana, entre diciembre de 1986 y diciembre de 1995. Se registraron 71 especies de las cuales el 45 % fueron paseriformes. El 51 % del total de aves presentes en el zoo nidifica en él. Las aves que en su dieta incluyen granos fueron el grupo dominante. En el zoo encontramos especies no comunes para áreas urbanas debido a la influencia de zonas boscosas que lo comunican con la zona costera del Río de La Plata y con la selva marginal.

*Palabras claves:* Abundancia, Argentina, aves urbanas, censos, alimentación.

## ABSTRACT

*Residence features, trophic categorization and abundance of birds at La Plata Zoo, Argentina.*

The aim of this study was to determine the residence status, trophic categorization and abundance of the species of birds inhabiting La Plata Zoo. Transect and point censuses were carried out from December 1986 to December 1995, during the first four hours in the morning. Out of 71 species recorded, 45% were Paseriforms. Fifty one per cent of birds present in the Zoo nested there. Birds whose diet included seeds turn out to be the dominant group. At the Zoo there are species that do not typically inhabit urban areas. This is due to the influence of woods which connect the Zoo to the La Plata river and the forest nearby.

*Key words:* Abundance, Argentina, censuses, diet, urban avifauna.

## INTRODUCCIÓN

En las zonas urbanas se encuentran gran cantidad de aves, siendo escasos los estudios realizados en áreas antrópicas y dejados de lado por los ornithólogos.

tólogos para estudiar áreas naturales (Lancaster y Reese 1979, Mizera 1988). Las comunidades de aves urbanas en muchos aspectos son bastante diferentes a las de ambientes naturales (DeGraaf y Wentworth 1986). Los estudios en parques urbanos demuestran que cuanto mayor es su superficie y edad, la diversidad de las aves aumenta siendo comparable con un área natural (Guthrie 1974, Gavareski 1976), siendo la densidad y biomasa mayores en áreas urbanas que en el área natural próxima (Emlen 1974). Los cementerios y parques urbanos son refugios para las aves siendo aprovechados para nidificar (Erz 1966, Tomialojc 1970, Lussenhop 1977, Tomialojc y Profus 1977, Luniak 1980), estando ausentes en áreas urbanas especies que nidifican en el suelo (Geis 1974, DeGraaf 1978). La actividad humana y sus animales domésticos constituyen una constante amenaza para la cría e incluso para las actividades de alimentación en ciertas especies de la ciudad (Emlen 1974). Nosedal (1987), encontró en áreas urbanas que los pájaros granívoros son considerablemente más numerosos que en su hábitat natural; esta relación también fue hallada por otros autores (Nuorteva 1971, Emlen 1974, Tomialojc y Profus 1977, Jones 1981). Los estudios de aves urbanas en Sudamérica son escasos, existiendo listas de aves urbanas de grandes ciudades (Sick 1985, González Romero et al. 1988) y trabajos sobre la estructura comunitaria en relación a la vegetación de jardines (Pacheco et al. 1990). En la Argentina los estudios de aves urbanas se refieren generalmente a listas de especies (Feninger 1983, Spinelli 1993), guías de aves (Montaldo y Claver 1986) y a trabajos realizados en zonas protegidas como la Reserva Costanera Sur de la ciudad de Buenos Aires (López de Casenave y Filipello 1995). En el Jardín Zoológico de La Plata, Zapata (1980) mencionó 22 especies entre las que se incluyen dos aves poco comunes para un ambiente urbano, el tuquito gris *Empidonamus varius varius* y el viguá víbora *Anhinga anhinga*.

El propósito de este trabajo fue el de evaluar el estatus de residencia, categorización trófica y abundancia de las especies de aves que habitan el Jardín Zoológico de La Plata.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### a) *Area de estudio*

El presente estudio fue realizado en el Jardín Zoológico y Botánico de la ciudad de La Plata (34°55'S-57°59'W), provincia de Buenos Aires, Argentina. Se encuentra ubicado a 12 km de la Reserva Integral de Selva Marginal de Punta Lara, donde se han señalado 227 especies de aves (Klimaitis y Moschione 1987) y a 83 km de la Reserva Natural Isla Martín García donde se registraron 148 especies (Juárez 1995). El clima de la ciudad de La Plata es templado cálido (Cabrera y Willink 1973), con 1062 mm de precipitación

anual y una temperatura media anual de 15,9 °C (Serv. Met. Nac. 1992). El Jardín Zoológico fue fundado en 1907 poseyendo alrededor de 16 hectáreas. El origen del Paseo del Bosque se remonta al casco de una antigua estancia, donde predominaban los eucaliptos *Eucaliptos spp*, las primeras plantaciones fueron hechas en 1862. En esta área ya existían robledales *Quercus robur* desde el año 1856, al igual que araucarias *Araucaria heterophylla* (Delucchi et al. 1993). Los ambientes que se pueden observar en el Jardín Zoológico fueron clasificados en los siguientes: a) acuático (A), representado por lagos artificiales, donde se encuentran aves acuáticas en exhibición y un canal que atraviesa al zoológico longitudinalmente, posee 2,3 hectáreas; b) bosque (B), donde predominan entre otros casuarina *Casuarina cunninghamiana*, pino paraná *Araucaria angustifolia*, árbol de los cuarenta escudos *Ginkgo biloba*, moras *Morus sp*, almez *Celtis australis*, tala *Celtis tala*, eucaliptos, ibirá puitá *Peltophorum dubium*, tabaquillo *Solanum granulatum leprosum*, ocupando 8,2 hectáreas; c) parque (P), se caracteriza por espacios abiertos con césped corto y plantas aisladas (rosas *Rosa sp*, palmera de las canarias *Phoenix canariensis*, cica *Cycas revoluta*, yatay *Butia yatay*) con 5,5 hectáreas y d) recintos (R) donde se encuentran los animales de exhibición (la superficie de estos está incluida en las áreas mencionadas anteriormente).

#### b) Métodos

Se realizaron censos de transectos de 150 m de largo y 25 m de ancho a lo largo de senderos preexistentes y censos de punto con observaciones fijas de no más de 15 minutos los que fueron localizados en áreas que no cubrían las transectas (Conner y Dickson 1980)(ej.: orillas de lagos, puntos de vegetación densa, etc.). Las aves fueron identificadas visualmente y por el canto. Todas las observaciones fueron hechas durante las cuatro primeras horas de la mañana siguiendo lo propuesto por Burnham et al. (1980) y cubriendo todas las estaciones del año, entre diciembre de 1986 y diciembre de 1995. La abundancia de las aves fue clasificada de la siguiente forma: Abundante (A): cuando fueron observadas en gran número y en todas las salidas. Común (C): se las observó en todas las salidas, pero no en grandes cantidades. Escaso (E): cuando fueron observadas en casi todas las salidas y su cantidad reducida. Raro (R): cuando se las observó en pocas ocasiones y estaba representada por uno o pocos individuos. Ocasional (O): cuando sólo se las observó en 1 ó 2 oportunidades no importando el número de individuos. El estatus de residencia de las aves se clasificó de la siguiente forma: Residentes Permanentes (P): aves registradas durante todo el año. Residentes de Primavera-Verano (V): especies registradas durante la estación reproductiva. Residencia Dudosa (D) cuando sólo se cuenta con pocas observaciones, no pudiendo asignarse a una época del año determinada. La categorización trófica de las aves se determinó mediante observación directa en la zona de estudio y en base a

literatura (Zotta 1940, Fitzpatrick 1980, Sick 1985, Navas 1991, Bó y Darrieu 1993, Juárez 1995), proponiéndose la siguiente agrupación (modificado de Nocedal 1987 y Juárez 1995): depredadores acuáticos (DA), ingieren especialmente pequeños vertebrados (peces y anfibios) e invertebrados acuáticos (*Ampullaria sp*); depredadores terrestres (DT), se alimentan de vertebrados (*Mus sp* y *Rattus spp*) e invertebrados terrestres (artrópodos); nectaro-insectívoros (NI), se alimentan de néctar y pequeños artrópodos; insectívoros de sustrato (IS), ingieren pequeños artrópodos en cualquier estadio de su ciclo de vida sobre distintos sustratos (hojas, suelo, cortezas); insectívoros de vuelo (IV), cazan insectos al vuelo; granívoros (GR), se alimentan de semillas principalmente de gramíneas; herbívoros (HE), ingieren hojas, brotes, frutos, etc.; omnívoros terrestres (OT), poseen dieta mixta, incorporando varios tipos de alimento en proporciones poco diferenciables en ambiente terrestre; omnívoros acuáticos (OA), igual al grupo anterior de ambiente acuático; y carroñeros (CA), se alimentan de carroña y desperdicios. Se ha utilizado la nomenclatura y la secuencia taxonómica según Altman y Swift (1989) con modificaciones, y los nombres vulgares según Narosky y Di Giácomo (1993).

## RESULTADOS

Registramos 71 especies de aves pertenecientes a 31 familias, de las cuales 32 especies (45 % del total) son passeriformes (Tabla 1). Cuatro especies son introducidas, *Columba livia*, *Passer domesticus*, *Aratinga leucophthalmus* y *Nandayus nenday*. Dentro de las familias más representadas se destacan Ardeidae y Tyrannidae con 9 especies cada una (13 %)(Tabla 1).

Las especies más abundantes según se observa en la Tabla 1 corresponden a aves típicamente urbanas y peridomésticas (*Columba livia*, *Zenaida auriculata*, *Columba picazuro*, *Furnarius rufus*, *Pitangus sulphuratus* y *Passer domesticus*) representando el 9 % del total de especies. Las especies que permanecen durante todo el año representaron el 63 %; nidificando 36 especies en el zoológico (51 %). Según la dieta de las aves registradas, el grupo dominante correspondió a las especies que se alimentan de pequeños vertebrados e invertebrados acuáticos (24 %). Si se resta a este grupo las seis especies de presencia ocasional, el porcentaje de depredadores acuáticos disminuye a 16. Los granívoros representan el 20 %. Si tomamos en cuenta todas las especies que ingieren semillas (GR, OT y OA) obtenemos 25 especies, que representan el 35 % del total. Los menos representados fueron los carroñeros (1 %) con una sola especie, *Polyborus plancus*, esta especie también cumple el papel de depredador terrestre (Tabla 1). Las especies abundantes y comunes (17 especies), constituyen el 24 % del total; dentro de este grupo registramos 5 especies abundantes y 5 comunes que en su dieta incluyen granos (GR, OT y OA) y representan el 59 % de las aves con mayor ocu-

TABLA 1

Aves registradas en el Zoológico de La Plata entre diciembre de 1986 y diciembre de 1995, clasificadas según su abundancia (A: abundante; C: común; E: escaso; R: raro y O: ocasional), estatus de residencia (P: permanente; V: de primavera-verano y D: dudoso), categoría trófica (DA: depredadores acuáticos; DT: depredadores terrestres; NI: nectarario-insectívoros; IS: insectívoros de sustrato; IV: insectívoros de vuelo; GR: granívoros; HE: herbívoros; OT: omnívoros terrestres; OA: omnívoros acuáticos y carroñeros), nidificantes y ambiente (A: acuático; B: bosque; P: parque y R: recintos).

*Birds registered in La Plata Zoo from December 1986 to December 1995 classified upon their abundance (A: abundant; C: common; E: scarce; R: rare; O: occasional), residential status (P: permanent; V: spring-summer; D: dubious), trophic category (DA: water predators; DT: land predators; NI: nectar-insectivorous; IS: substrate insectivorous; IV: air insectivorous; GR: granivorous; HE: herbivorous; OT: land omnivorous; OA: water omnivorous and carrion eaters), breeding and environment (A: aquatic; B: forest; P: park, and R: enclosures).*

FAMILIA	Nombre vulgar	Abundancia	Estatus de residencia	Categoría trófica	Nidificante	Ambiente
<i>Especie</i>						
PODICIPEDIDAE						
1. <i>Podiceps major</i>	Macá grande	O	D	DA	no	A
2. <i>Podilymbus podiceps</i>	Macá pico grueso	O	D	DA	no	A
PHALACROCORACIDAE						
3. <i>Phalacrocorax olivaceus</i>	Biguá	C	P	DA	no	A
ARDEIDAE						
4. <i>Ardea cocoi</i>	Garza mora	O	D	DA	no	A
5. <i>Egretta alba</i>	Garza blanca	E	P	DA	no	A
6. <i>Egretta thula</i>	Garcita blanca	E	P	DA	no	A
7. <i>Syrigma sibilatrix</i>	Chiflón	R	P	DA-DT	no	A
8. <i>Nycticorax nycticorax</i>	Garza bruja	R	P	DA-DT	no	A
9. <i>Butorides striatus</i>	Garcita azulada	R	V	DA	no	A
10. <i>Bubulcus ibis</i>	Garcita bucyera	E	P		no	A
11. <i>Tigrisoma lineatum</i>	Hocó colorado	O	D	DA	no	A
12. <i>Isobrychus inholeris+</i>	Mirasol común	O	D	DA	no	A
THRESKIORNIITHIDAE						
13. <i>Platalea ajaja</i>	Espátula rosada	O	D	DA	no	A
ANATIDAE						
14. <i>Dendrocygna viduata</i>	Siriví pampa	E	P	OA	no	A
ACCIPITRIDAE						
15. <i>Buteo magnirostris</i>	Gavilán común	E	P	DT	si	B
16. <i>Rosthramus sociabilis</i>	Caracolero	R	V	DA	no	A

FAMILIA	Nombre vulgar	Abundancia	Estatus de residencia	Categoría trófica	Nidificante	Ambiente
<b>FALCONIDAE</b>						
17. <i>Polyborus plancus</i>	Carancho	E	P	CA-DT	si	B-P
<b>RALLIDAE</b>						
18. <i>Aramides ypecaha</i>	Ipacaá	E	P	OT-OA	no	A-R
19. <i>Gallinula chloropus</i>	Pollona negra	E	P	OT-OA	si	A-R
<b>ARAMIDAE</b>						
20. <i>Aramus guarauna</i>	Carau	E	P	DA-DT	no	A
<b>COLUMBIDAE</b>						
21. <i>Columbina picui</i>	Torcacita común	C	P	GR	si	P-B-R
22. <i>Columba picazuro</i>	Paloma picazuro	A	P	GR-HE	si	P-B-R
23. <i>Columba livia</i>	Paloma doméstica	A	P	GR	si	P-R
24. <i>Zenaida auriculata</i>	Torcaza	A	P	GR-HE	si	P-B-R
<b>PSITTACIDAE</b>						
25. <i>Aratinga leucophthalmus</i>	Calacante ala roja	O	D	GR-HE	no	P-B
26. <i>Nandayus nenday</i>	Nanday	O	D	GR-HE	no	P-B
27. <i>Myiopsitta monachus</i>	Cotorra	E	P	GR-HE	si	P-B
<b>CUCULIDAE</b>						
28. <i>Guira guira</i>	Pirincho	E	P	IS-DT	si	B
<b>TYTONIDAE</b>						
29. <i>Tyto alba</i>	Lechuza de campanario	R	P	DT	si	B
<b>STRIGIDAE</b>						
30. <i>Glaucidium brasilianum</i>	Caburé	O	D	DT	no	B
<b>TROCHILIDAE</b>						
31. <i>Chlorostilbon aureoventris</i>	Picaflor común	C	V	NI	si	P-B
32. <i>Hylocharis chrysura</i>	Picaflor bronceado	C	P	NI	no	P-B
33. <i>Leucochloris albicollis</i>	Picaflor garganta blanca	O	D	NI	no	B
<b>ALCEDINIDAE</b>						
34. <i>Ceryle torquata</i>	Martín pescador grande	E	P	DA	no	A
35. <i>Chloroceryle americana</i>	Martín pescador chico	E	P	DA	no	A
36. <i>Chloroceryle amazona</i>	Martín pescador mediano	R	V	DA	no	A
<b>PICIDAE</b>						
37. <i>Picoides mixtus</i>	Carpintero bataráz chico	R	P	IS	si	B
38. <i>Colaptes campestris</i>	Carpintero campestre	R	P	IS	no	P
39. <i>Colaptes melanotaimus</i>	Carpintero real	E	P	IS	si	P-B

FAMILIA	Nombre vulgar	Abundancia	Estatus de residencia	Categoría trófica	Nidificante	Ambiente
<b>DENDROCOLAPTIDAE</b>						
40. <i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Chinchero chico	E	P	IS	si	B
<b>FURNARIIDAE</b>						
41. <i>Furnarius rufus</i>	Hornero	A	P	IS	si	P-B-R
42. <i>Sinallaxis sp</i>	Pijui	O	D	IS	no	B
<b>TYRANNIDAE</b>						
43. <i>Tyrannus savana</i>	Tijereta	R	V	IV	si	P-B
44. <i>Myiarchus swainsoni</i>	Burlisto pico canela	O	D	IV	no	B
45. <i>Tyrannus melancholicus</i>	Suiriri real	E	V	IV	si	P
46. <i>Pyrocephalus rubinus</i>	Churrinche	O	D	IV	no	P
47. <i>Machetornis risosus</i>	Picabuey	C	P	IS	si	P-B-R
48. <i>Myiodynastes maculatus</i>	Benteveo rayado	R	V	IV	si	B
49. <i>Pitangus sulphuratus</i>	Benteveo	A	P	OT-OA	si	A-P-B-R
50. <i>Elaenia parvirostris</i>	Tiofio pico corto	R	V	IV	no	B
51. <i>Serpophaga subcristata</i>	Piojito común	E	P	OT	si	P-B
<b>HIRUNDINIDAE</b>						
52. <i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Golondrina ceja blanca	C	V	IV	si	A
53. <i>Progne chalybea</i>	Golondrina doméstica	R	V	IV	si	P
<b>TROGLODYTIDAE</b>						
54. <i>Troglodytes aedon</i>	Ratona común	C	P	IS	si	P-B
<b>POLIOPTILIDAE</b>						
55. <i>Polioptila dumicola</i>	Tacuarita azul	E	P	IS	si	P-B
<b>TURDIDAE</b>						
56. <i>Turdus rufiventris</i>	Zorzal colorado	C	P	OT	si	P-B
57. <i>Turdus amaurochalinus</i>	Zorzal chalchalero	C	P	OT	si	B
<b>MIMIDAE</b>						
58. <i>Mimus saturninus</i>	Calandria grande	C	P	OT	si	P-B
<b>PARULIDAE</b>						
59. <i>Parula pitiayumi</i>	Pitiayumi	R	P	IS	si	B
<b>EMBERIZIDAE</b>						
60. <i>Piranga flava</i>	Fueguero común	E	P	HE	si	B
61. <i>Puroaria coronata</i>	Cardenal común	R	P	GR	si	P-B
62. <i>Cyanocopsa cyanea</i>	Reinamora grande	O	D	GR	no	B
63. <i>Sicalis flaveola</i>	Jilguero dorado	E	P	GR	si	P
64. <i>Sicalis luteola</i>	Misto	O	D	GR	no	P

FAMILIA	Nombre vulgar	Abundancia	Estatus de residencia	Categoría trófica	Nidificante	Ambiente
65. <i>Coryphospingus cucullatus</i>	Brasita de fuego	O	D	GR	no	B
66. <i>Zonotrichia capensis</i>	Chingolo	C	P	GR	si	P-B
ICTERIDAE						
67. <i>Molothrus bonariensis</i>	Tordo renegrido	E	P	OT	si	P-B-R
68. <i>Molothrus badius</i>	Tordo músico	E	P	OT	no	P-B-R
69. <i>Icterus cayanensis</i>	Boyerito	R	P	IS	no	B
FRINGILIDAE						
70. <i>Carduelis magellanicus</i>	Cabecita negra común	E	P	GR	si	P-B
PASSERIDAE						
71. <i>Passer domesticus</i>	Gorrión	A	P	OT	si	P-B-R

+ Comunicación personal P. Sarcioni.

rrencia en el Zoo. En el caso de *Bubulcus ibis*, utiliza al Zoo como refugio nocturno solamente. Las especies que aprovechan el alimento de los recintos constituyen el 16 %, poseyendo estas aves dieta mixta ya que también forman parte de su alimentación otros items que obtienen de las áreas de lago, bosque, parque o fuera del zoológico. El benteveo común, *Pitangus sulphuratus* se lo observó comiendo carne picada con avena en el recinto de los zorros pampeanos *Dusicyon gymnocercus* junto con *Furnarius rufus* y el gorrión. *Aramides ypecaha* y *Gallinula chloropus* se alimentan de la comida preparada para los flamencos. *Machetornis rixosus* se observó en el recinto de los grandes herbívoros, aprovechando la atracción de insectos que estos provocan. El resto de las aves observadas en los recintos sólo aprovechan los granos que constituyen el alimento de los animales del zoológico (Tabla 1). El benteveo común es la única especie que se alimenta en todos los ambientes debido a su amplio espectro trófico aprovechando los recursos alimenticios que el zoológico le ofrece.

## DISCUSIÓN

La avifauna del Jardín Zoológico de La Plata posee especies no comunes para ambientes urbanos, debido a la influencia del bosque y áreas abiertas que lo comunican con la zona costera del Río de La Plata y la selva marginal de Punta Lara y como lo señalaran Guthrie (1974) y Gavareski (1976) debido a su superficie.

El porcentaje de passeriformes presentes en el Zoológico (45 %) es similar al hallado por Klimaitis y Moschione (1987)(47 %), mientras que es inferior a lo observado por Juárez (1995)(55 %), ambos trabajos realizados en localidades próximas a la estudiada. La presencia de *Nandayus nenday* y *Aratinga leucophthalmus* se debe a que forman parte de poblaciones originadas de ejemplares escapados de cautiverio. Los ambientes que posee el zoológico, el alimento que brinda este jardín junto a la protección de su vegetación, permite a un gran número de especies (63 %) permanecer todo el año; ninguna nidifica en el suelo, siendo esto observado por Geis (1974) y DeGraaf (1978) en otras áreas urbanas. El chingolo *Zonotrichia capensis*, hace sus nidos a baja altura, en ambientes naturales lo hace en el suelo. Esto puede estar influenciado por la presencia de gatos domésticos *Felis domesticus* y por los sucesivos cortes que se realizan en el césped. También el Zoo es utilizado como dormitorio de *Bubulcus ibis* y permite albergar especies como *Buteo magnirostris*, *Picoides mixtus*, *Lepidocolaptes angustirostris*, *Myiodynastes maculatus* y *Piranga flava*, que utilizan a este parque como refugio y lugar de nidificación, como ocurre en cementerios y otros parques urbanos (Erz 1966, Tomialojc 1970, Lussenhop 1977, Tomialojc y Profus 1977, Luniak 1980, Mizera 1988). La dominancia de los depredadores acuáticos se debería a la disponibilidad de peces de los géneros *Cnesterodon*, *Cichlasoma* y *Jenynsia* y a la presencia de anfibios (*Bufo* sp.). A diferencia de lo mencionado por Juárez (1995) la paloma picazuro y la torcaza agregan a su dieta granívora frutos de mora; el piojito común *Serpophagu subcristata* adiciona a su dieta insectívora (Sick 1985) material vegetal. La única especie carroñera está representada por el carancho, que aprovecha los restos alimenticios de las jaulas.

En las ciudades, los animales domésticos constituyen una amenaza constante para las aves (Emlen 1974); en el Jardín Zoológico el bajo número de especies que se alimentan de aves se debería a que ese papel está ocupado por gatos domésticos residentes en él. Las aves que incluyen granos en su dieta (GR, OT y OA) constituyen el 35 % del total, siendo esto superior a lo observado en la Reserva Marginal de Punta Lara (Klimaitis y Moschione 1987) y en la Isla Martín García (Juárez 1995), ambas con 26 %. Esto coincide con lo observado por otros autores donde el porcentaje de aves que incluyen granos en su alimentación en un parque urbano es superior al encontrado en áreas naturales (Nuorteva 1971, Emlen 1974, Tomialojc y Profus 1977, Jones 1981, Nosedal 1987).

#### AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a A. Cicchino y G. E. Soave por la revisión crítica del manuscrito. A R. Arriaga por la traducción del resumen y a V. Ferretti por la confección de la tabla.

## BIBLIOGRAFÍA

- ALTMAN, A. y B. SWIFT (1989). *Checklist of the birds of South America*. St. Mary's Press, Washington.
- BÓ, N. A. y C. A. DARRIEU (1993). *Fauna de agua dulce de la República Argentina. Aves. Ciconiiformes*. Vol. 43, fasc. 1. Ed. Profadu, La Plata.
- BURNHAM, K.P., D.R. ANDERSON y J.L. LAAKE (1980). Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildl. Monogr.* 72:1-202.
- CABRERA, A.L. y A. WILLINK (1973). *Biogeografía de América Latina*. Monografía nro. 13, Serie Biología, OEA.
- CONNER, R. y J. DICKSON (1980). Strip transect sampling and analysis for avian habitat studies. *Wildl. Soc. Bull.* 8:4-10.
- DEGRAAF, R.M. (1978). Avian communities and habitat associations in cities and suburbs. Pp 7-24 en Kirkpatrick, C.M. (ed.). *Proc. Wildl. People*. Purdue Univ., West Lafayette.
- DEGRAAF, R.M. y J.M. WENTWORTH (1986). Avian guild structure and habitat associations in suburban bird communities. *Urban Ecology* 9:399-412.
- DELUCCHI, G., A. JULIANELLO y R.F. CORREA (1993). Los espacios verdes y el arbolado urbano en el área de La Plata. II. El Bosque: entorno vegetal del Museo. *Fundación Museo de La Plata* 1:72-82.
- EMLEM, J. (1974). An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor* 76:184-197.
- ERZ, W. (1966). Ecological principles in the urbanization of birds. *Ostrich* 6:357-364.
- FENINGER, O. (1983). Estudios cuantitativos sobre aves en áreas urbanas de Buenos Aires con densa población humana. *Hornero* (nro. extra.):174-191.
- FITZPATRICK, J.W. (1980). Foraging behavior of Neotropical tyrant flycatchers. *Condor* 82:43-57.
- GAVARESKI, C. A. (1976). Relation of park size and vegetation to urban bird populations in Seattle, Washington. *Condor* 78:375-385.
- GEIS, A.D. (1974). Effects of urbanization and types of urban development on bird populations. Pp 97-105 en Noyes, J.H. y Progulsk, D.R. (eds). *Wildlife Urbanizing Environmental Plann. Resource Dev.* Holdsworth Nat. Resour. Cent., Univ. Massachusetts.
- GONZÁLEZ ROMERO, N., C. VITALE, A. OLAVARRIETA E Y.E. DAVIES (1988). Avifauna asunceña. I. Aves observadas en el jardín botánico y en la zona de trinidad, noreste de Asunción, Paraguay. *Nót. Faun.* 11:1-2.
- GUTHRIE, D.A. (1974). Suburban bird populations in southern California. *Am. Midl. Nat.* 92:461-466.
- JONES, D.N. (1981). Temporal changes in the suburban avifauna of an inland city. *Aust. Wildl. Res.* 8:109-119.

- JUÁREZ, M.C. (1995). Estatus de residencia y categorización trófica de las aves en la reserva natural isla Martín García, Río de La Plata superior. *Neotrópica* 41:83-88.
- KLIMAITIS, J.F. y F.N. MOSCHIONE (1987). *Aves de la reserva integral de selva marginal de Punta Lara y sus alrededores*. Minist. Econom. Pcia. Bs. As. La Plata.
- LANCASTER, R.K. y W.E. REESE (1979). Bird communities and the structure of urban habitats. *Can. J. Zool.* 57:2358-2368.
- LÓPEZ DE CASENAVE, J. y A.M. FILIPELLO (1995). Las aves acuáticas de la Reserva Costanera Sur: cambios estacionales en la composición específica y en la abundancia de poblaciones y gremios. *Hornero* 14:9-14.
- LUNIAK, M. (1980). Birds of allotment gardens in Warsaw. *Acta Orn.* 17:297-320.
- LUSSENHOP, J. (1977). Urban cemeteries as bird refuges. *Condor* 79:456-461.
- MIZERA, T. (1988). An ecological study of the synanthropic avifauna of the Solacz district of Poznan in 1975-1984. *Acta Zool. Cracov.* 31:3-64.
- MONTALDO, N.H. y J.A. CLAVER (1986). Guía de las aves de la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la ciudad de Buenos Aires. *Rev. Fac. Agronomía* 7:191-216.
- NAROSKY, T. y A.G. DI GIACOMO (1993). *Las aves de la provincia de Buenos Aires: distribución y estatus*. Asoc. Ornit. del Plata, Vázquez Mazzini Ed. y L.O.L.A., Buenos Aires.
- NAVAS, J.R. (1991). *Fauna de agua dulce de la República Argentina. Aves. Gruiformes*. Vol. 43, fasc.3. Ed. Profadu, La Plata.
- NOCEDAL, J. (1987). Las comunidades de pájaros y su relación con la urbanización en la ciudad de México. Pp. 73-109 en Rapoport, E.H. y López-Moreno, I.R. (eds.). *Aportes a la ecología urbana de la ciudad de México*. Editorial Limusa, México.
- NUORTEVA, P. (1971). The synanthropy of birds as an expression of the ecological cycle disorder caused by urbanization. *Ann. Zool. Fennici* 8:547-553.
- PACHECO, V., B. PAREDES, J. CROSBY, J. GAYOSO, F. CARDOSO y H. SISNIEGAS (1990). Notas sobre la avifauna en ambientes urbanos y sugerencias sobre planeamiento de parques. *Publ. Mus. Hist. Nat. Ser. A Zool.* 35:1-7.
- SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL, (1992). *Estadística climatológica 1981-1990*. Editorial de Fuerza Aérea Argentina, Serie B. Nro. 37. Buenos Aires.
- SICK, H. (1985). *Ornitología brasileira, uma introducao*. Edit. Univ. Brasilia, Brasilia.
- SPINELLI, R. (1993). Aves ciudadanas. *Bol. Mus. Arg. Cs. Nat. B. Rivadavia*. 7:21-24.
- TOMIALOJC, L. (1970). Quantitative studies on the synanthropic avifauna of Legnica and its environs. *Acta Orn.* 12:293-392.

- TOMIALOJC, L. Y P. PROFUS (1977). Comparative analysis of breeding bird communities in two parks of Wrochaw and in an adjacent quercus carpinetum forest. *Acta Orn.* 16:117-177.
- ZAPATA, A.(1980). Presencia circunstancial de aves autóctonas observadas en el Jardín Zoológico de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *I Reun. Jard. Zool. Rep. Arg.* Resúmenes, sin pp. Municip. La Plata, Sec. Obras Públ., Direc. Espacios Verdes. Jard. Zool.
- ZOTTA, A. (1940). Lista sobre el contenido estomacal de las aves argentinas. *Hornero* 7:402-411.

Recibido, 1 julio 1996; aceptado, 9 junio 1997.

# AVIFAUNA REPRODUCTORA Y ESTRUCTURA DEL HÁBITAT EN LA CAMPIÑA Y SIERRAS SUBBÉTICAS DE JAÉN

PEDRO J. REY, FRANCISCO VALERA Y ALFONSO M. SÁNCHEZ-LAFUENTE.

*Departamento de Biología Animal, Vegetal y Ecología, Área de Ecología. Universidad de Jaén, 23071 Jaén.*

## RESUMEN

Se analizan las relaciones entre la estructura de la vegetación y la distribución de las aves nidificantes en la campiña y sierras subbéticas del sur de la provincia de Jaén (macizo de Mágina). El estudio se realiza desde dos perspectivas: nivel de comunidad y nivel de especie. En conjunto se consideraron 13 medios, que son los hábitats mejor representados de esta zona. Estos medios se clasificaron como de campiña o montanos.

Las relaciones entre estructura de la vegetación y estructura de las comunidades aviares se abordaron mediante un análisis factorial sobre las características de la vegetación en cada hábitat, que reveló un gradiente de complejidad estructural, y por medio de análisis de correlación y de regresión múltiple. La complejidad estructural influye más en el número de especies que pueblan los diferentes medios que en la densidad y en la diversidad de especies. Tanto la diversidad como la variación en densidad y riqueza de las comunidades estudiadas resultan altamente predecibles. A nivel general, la riqueza y la diversidad se ven afectadas por la diversidad de estratos y por variables relacionadas con el arbolado. La densidad se ve influida por variables relacionadas con el estrato arbustivo. La predecibilidad de los parámetros de las comunidades de aves es aún mayor cuando se estudian por separado los medios de campiña y los medios montanos.

Un análisis factorial de las características medias de hábitat preferidas por cada una de las especie mejor representadas en la región de estudio muestra que las aves se distribuyen en la región principalmente en función de dos gradientes: la complejidad estructural del medio (relacionada con la estructura de la vegetación), y un gradiente altitudinal con connotaciones ornitogeográficas y que establece, además, la dualidad entre medios de campiña, muy alterados en general por las actividades humanas y que ocupan niveles altitudinales que no superan en términos generales los 800 m, y los medios montanos, menos alterados y que ocupan un gradiente altitudinal entre los 700 y los 2100 m de altitud. El análisis por separado de las preferencias de las especies de medios arbustivos y arbóreos revela además la existencia de otro gradiente importante en la distribución de la avifauna en la región. Se trata del grado de alteración del medio por actividades humanas, que se establece sobre todo por la eliminación del sustrato arbustivo en medios forestales, y que resalta el efecto que dicha eliminación tiene sobre el establecimiento y abundancia de numerosas especies de aves asociadas a este sustrato.

Palabras clave: Avifauna nidificante, estructura de la comunidad, estructura de la vegetación, segregaciones de hábitat, sur de España.

## ABSTRACT

*Breeding bird communities and habitat structure in the lowlands and mountainous systems (sierras subbéticas) in southern Jaen.*

This paper examines the relationships between the structure of the vegetation and distribution of the breeding birds in the lowlands and the mountainous area (Sierras subbéticas, Macizo de Mágina) in the southern part of Jaén province. The study considers two perspectives: the community level and the species level. We selected thirteen habitat types, six of them located in lowlands and seven in the mountainous area.

The relationships between vegetation structure and avian community structure were approached by means of a factor analysis of the characteristics of the vegetation in each habitat which showed a gradient of structural complexity. Simple and partial correlation analyses revealed that habitat complexity influences primarily the richness of the communities whereas its effect on density and diversity is indirect. Multiple regression analyses produced accurate models predicting variations in diversity, density and richness along the breeding bird communities studied. Overall, both bird diversity and richness are influenced by the heterogeneity of vegetation layers and by variables related to the arboreal layer. Variables related to the shrub layer explain much variation in birds density. The predictability of the avian community parameters increases if lowland habitats and mountainous habitats are studied separately.

A factor analysis of the mean habitat characteristics preferred by each bird species revealed two gradients accounting for the distribution of birds along the study area: habitat complexity (related to the structure of the vegetation) and an altitude gradient. Such factor has ornithogeographical implications and discriminates between lowland habitats (highly human-disturbed environments generally under 800 m.a.s.l.) and mountainous habitats (less altered and distributed among 700 and 2100 m.a.s.l.). A further analysis considering independently shrubby and arboreal habitats showed another gradient accounting for the distribution of birds. The degree of habitat alteration due to human activity, revealed mainly by the elimination of the shrub layer in forests, emphasises the effect of such removal over the occurrence and abundance of many bird species associated to the shrub layer.

*Key Words:* Breeding birds, avian community structure, vegetation structure, bird habitat segregation, Southern Spain.

## INTRODUCCIÓN

MacArthur y MacArthur (1961) fueron los primeros autores en postular la existencia de una relación directa entre diversidad de aves y complejidad estructural de la vegetación. Posteriormente Hilden (1965) destacó el papel fundamental de la estructura de la vegetación en la distribución de la abundancia de las aves, actuando como un factor decisivo en la selección de hábitat. A partir de estos estudios, numerosos autores han desarrollado diferentes aproximaciones para investigar las relaciones aves-hábitat. Así, se han llevado a cabo estudios de las relaciones entre estructura y heterogeneidad espacial del hábitat y la estructura de la comunidad (MacArthur 1964, Karr y Roth 1971, Anderson y Shugart 1974, Willson 1974, Roth 1976, Rotenberry y Wiens 1980, Wiens y Rotenberry 1981, Rice et al 1984, Osborne 1984, entre muchos otros). Igualmente han sido frecuentes los trabajos sobre las relaciones entre estructura de hábitat y composición de la comunidad (Cody 1968, 1974, 1981, James y Warmer 1982, Rice et al. 1983, Hino 1985, Rotenberry 1985, Sedgwick 1987, Bersier y Meyer 1994). En ambos tipos de estudios se

han abordado aspectos tan diferentes como la influencia de la heterogeneidad vertical y horizontal de la vegetación, composición florística del medio, el efecto de factores latitudinales y otros factores geográficos, estacionalidad, etc. Más recientemente se ha profundizado además en la importancia del microhábitat de nidificación de las especies (ver por ej. Peterson y Best 1985, Parker 1986, Martin y Roper 1988, Zamora 1990, Alonso et al. 1991).

A pesar de la base conceptual existente hoy en día sobre las relaciones entre avifauna y estructura de la vegetación, todavía son escasos en nuestro contexto geográfico los estudios que abordan este tema, habiendo sido tratados fundamentalmente por Carrascal (1985, 1987a, b), Carrascal y Tellería (1985, 1988, 1989), Tellería et al. (1988) y Zamora (1988). Aún más escasos son estos trabajos si nos restringimos a los ecosistemas mediterráneos del sur de España. Este tipo de estudios es de interés porque permite acercarse al conocimiento de los requerimientos de hábitat de las aves a la hora de distribuirse, y por tanto permite abordar discusiones sobre la conservación de los hábitats mediterráneos y su influencia para la avifauna. Por todo ello, abordaremos el estudio de las relaciones aves-hábitat desde dos niveles distintos pero complementarios: (1) nivel de comunidad; y (2) nivel de especie.

En la perspectiva de comunidad trataremos de determinar: a) cómo afecta la estructura de la vegetación y su complejidad a la estructura de la comunidad aviar; b) qué parámetros comunitarios se ven directamente afectados por la variación en la estructura del hábitat; y c) qué parámetros del hábitat explican mejor la variación en cada parámetro ornitocenótico. A nivel de especie tratamos de explicar el por qué de la variación entre hábitats en abundancia de cada una de las especies de aves nidificantes mejor representadas en la región de estudio. Nuestra aproximación a este nivel se basa en que las aves detectan las distintas características de la vegetación en cada medio y eligen aquellos medios con rasgos estructurales más favorables (Rice et al. 1983). Según Fretwell y Lucas (1970) y Fretwell (1972) esta preferencia de hábitats se refleja en un incremento de la densidad en los medios más adecuados, es decir, las diferencias en densidad reflejarían preferencias entre hábitats.

#### ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se efectuó en el Valle del Alto Guadalquivir y sierras subbéticas del sur de la provincia de Jaén (Figura 1). Esta zona muestra un gradiente altitudinal desde la Campiña (300-800 m de altitud) hasta las zonas más altas del macizo de Mágina (2167 m). En esta gama altitudinal se contemplan cuatro pisos bioclimáticos (Rivas Martínez 1981): termomediterráneo, meso, supra y oromediterráneo. A lo largo de ellos se asientan diferentes medios de los que escogimos 13, que pueden considerarse como los más

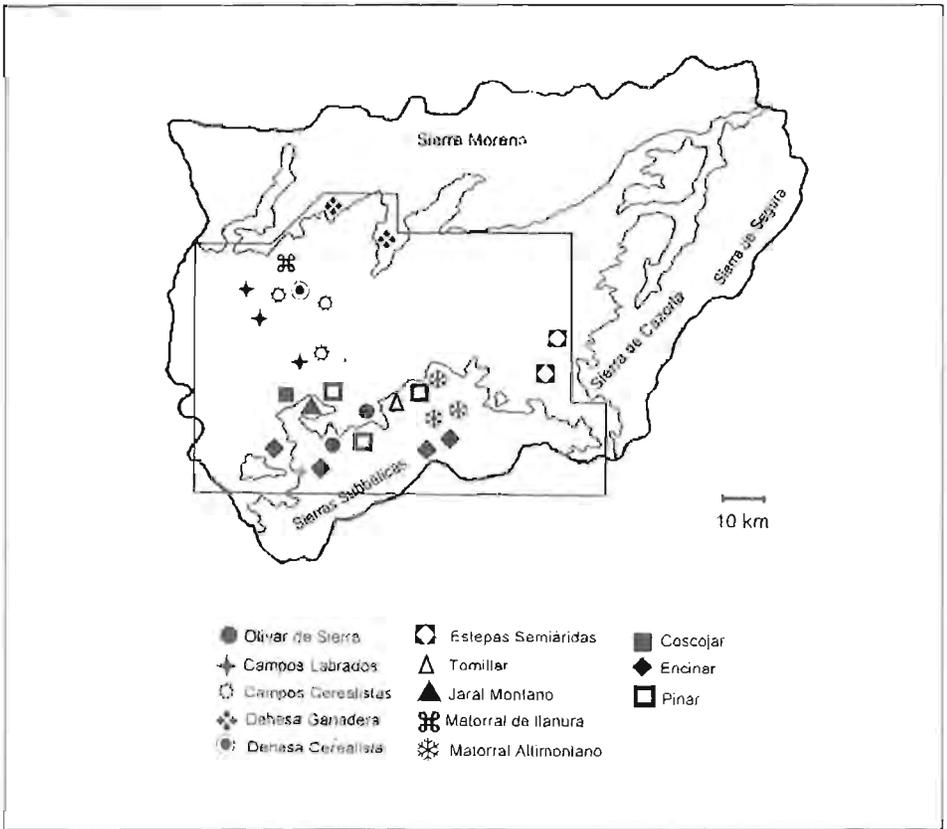


Figura 1. Área de estudio y localización de las zonas de muestreo.  
*Study area and location of the sampling sites.*

representativos y/o extendidos en el área de estudio. Estos 13 medios pueden clasificarse, según su situación, en medios de campiña y medios montanos. Entre los primeros se encuentran: dehesas ganaderas, dehesas cerealistas, matorrales de llanura, cereales, labrados, estepas semiáridas. Los olivares de campiña, muy extendidos en el área de estudio, no han sido considerados porque su avifauna reproductora y su relación con la estructura de la vegetación ha sido extensivamente tratado en otros estudios (ver Muñoz-Cobo 1987, Valera 1992). Entre los medios montanos se sitúan: olivares de sierra, pinares, encinares, coscojares, tomillares, jarales, y matorrales-pastizales de alta montaña (véase Figura 1). En definitiva, el área de estudio puede considerarse, tanto por su extensión como por la variedad de medios que alberga, representativa de una gran parte del sureste peninsular.

## MATERIAS Y MÉTODOS

Como método de censo se empleó el taxiado (Järvinen y Väisanen 1975) aplicado en unidades de 20 minutos y con una anchura de banda de 25 m a cada lado de la línea de progresión del observador (ver Tellería 1986 para más detalles). Al objeto de dar una cierta independencia a cada censo, una distancia de 200 m separó a los censos consecutivos realizados en un mismo hábitat. Este procedimiento permitió obtener la densidad (en aves/10 ha) de cada especie de ave en cada medio. Tal información ha sido mostrada ya en otro artículo (Rey et al. 1995), y será aquí usada de cara a determinar diferentes parámetros de las comunidades de aves y para obtener gradientes de preferencias de hábitat de cada especie. Los censos de aves fueron realizados entre las 7.00 y 10.00 h. de la mañana desde abril a junio de 1989. El número de censos realizados osciló entre 13 en los campos labrados y 31 en los encinares para sumar un total de 265 (ver Rey et al. 1995). Los censos fueron realizados en 1-4 localidades por hábitat (ver Figura 1).

La estructura de las comunidades aviares fueron caracterizadas a través de la densidad (D, expresada en aves/10 has), diversidad (H') (Shannon y Weaver 1949), y la riqueza estandarizada mediante rarefacción para 100 individuos (S100) (James y Rhatbun 1981, Magurran 1988). Para el cálculo de todos los parámetros relatados, se han considerado exclusivamente los datos derivados de la banda principal, a excepción de S100 para la que se consideraron tanto los contactos de la banda principal de muestreo como aquellos obtenidos fuera de la banda principal.

Con respecto a la estructura del hábitat las variables consideradas fueron determinadas en parcelas circulares de 12 m de radio ( $n = 25-30$  para cada medio). La situación de cada una de estas parcelas se determinó mediante una combinación de muestreo sistemático y al azar. Cada dos parcelas contiguas estuvieron separadas por 100 m de distancia sobre un transecto rectilíneo. La posición de la parcela de muestreo, a derecha o izquierda del transecto y la distancia perpendicular al transecto a la que se situaba la parcela eran elegidas al azar. Los muestreos de estructura del hábitat fueron realizados en los mismos lugares donde se efectuaban los censos de aves (ver James y Shugart 1970, James 1971, Dueser y Shugart 1978, Noon 1981, para descripción de metodologías similares). Dentro de cada parcela circular se estimaron los valores de una serie de variables que pueden incidir sobre la abundancia de las aves. Las variables medidas y cómo son nombradas a lo largo de este texto Figuran en la Tabla 1.

Todas las estimas de cobertura se realizaron empleando el método de Prodon (1976). Información mucho más detallada sobre el procedimiento de selección de las parcelas y la medida de cada variable puede encontrarse en Rey (1990).

Tabla 1.

Variables usadas para la caracterización de la estructura del hábitat en cada medio.

*Variables characterizing the habitat structure in this study*

Abreviatura	Definición de la variable
COBHER	cobertura herbácea
COBARBUMEN	cobertura arbustiva en un estrato inferior a 1,5 m. de altura
COBARBUMAY	cobertura arbustiva medida en un estrato superior a 1,5 m de altura
COBARBO	cobertura arbórea
COBPIEDRAS	cobertura de piedras-roca
DIVESTRATO	diversidad en la cobertura de estratos calculada según índice de Shannon
ALTURAHHERB	altura del estrato herbáceo
ALTURAAARBU	altura del estrato arbustivo
ALTURAAARBOR	altura del estrato arbóreo
ALTURAMAX	altura máxima de la vegetación
PIESARBUS	nº de pies arbustivos
PIESARBOR	nº total de pies arbóreos
P8DBH	número de pies arbóreos con DBH (diámetro a la altura del pecho) < 8 cm
P816DBH	número de pies arbóreos con DBH entre 8 y 16 cm
P1632DBH	número de pies arbóreos con DBH entre 16 y 32 cm
P3250DBH	número de pies arbóreos con DBH entre 32 y 50 cm
P50DBH	número de pies arbóreos con DBH >50 cm
ESPARBU	número total de especies arbustivas en esa unidad de muestreo
ESPARBO	número total de especies arbóreas en esa unidad de muestreo
ALTITUD	altitud

Con la matriz de características de hábitat se realizó un análisis factorial con objeto de establecer gradientes estructurales que ordenasen los medios estudiados (Nie et al. 1975). Doce variables fueron incluidas en este análisis (que admite tantas variables como  $n - 1$  casos) excluyéndose COBPIEDRAS, ALTURAHHERB, ALTURAMAX, ALTITUD, PIESARBUS, y PIESARBOR; además, para este análisis las 5 categorías de dbh (diámetro del tronco a la altura del pecho) fueron transformadas en tres. Las variables eliminadas fueron aquellas que eran más redundantes con otras ya consideradas o aquellas que interpretamos como menos importantes de cara a determinar la estructura de la vegetación. A las variables de cobertura se les aplicó la transformación angular y el resto se transformaron logarítmicamente para la normalización de los datos.

Las relaciones entre estructura de la vegetación y estructura de las comunidades aviares se abordaron utilizando análisis de correlación simple y parcial, y análisis de regresión múltiple (Bilcke 1982, Carrascal 1987a, b).

Tabla 2.

Factores de carga para el análisis factorial de la estructura del hábitat de los 13 medios de estudio. Se señalan en letra negrita factores de carga > 0,5. Véase métodos para identificación de las variables.

*Loading factors for the factor analysis of the structure of the habitat in 13 habitat types. Loading factors > 0,5 are boldfaced. See methods to identify variables.*

Variable	Factor 1	Factor 2
COBHER	-0,32	-0,23
COBARBUMEN	<b>0,57</b>	<b>0,79</b>
COBARBUMAY	<b>0,69</b>	0,44
COBARBOR	<b>0,80</b>	<b>-0,55</b>
ALTURAARBU	<b>0,85</b>	0,29
ATURAARBOR	<b>0,83</b>	-0,35
ESPARBU	<b>0,64</b>	<b>0,67</b>
ESPARBO	<b>0,85</b>	-0,45
DIVESTRATO	<b>0,86</b>	0,36
P16DBH	<b>0,79</b>	0,00
P1632DBH	<b>0,70</b>	-0,46
P32DBH	<b>0,55</b>	<b>-0,68</b>
AUTOVALOR	6,24	2,84
VARIANZA EXPLICADA (%)	52,0	23,6

Para ver qué variables del medio explicaban mejor la variación en cada uno de los parámetros comunitarios, se efectuó inicialmente un análisis de correlación simple. Aquellas variables que mostraron correlaciones simples significativas con los parámetros ornitocenóticos fueron introducidas en un análisis de correlaciones parciales. Esto permite extraer de forma independiente las variables del hábitat que están más asociadas a los diferentes parámetros de la estructura de la comunidad (Carrascal 1987a). Todas aquellas variables que mostraron correlaciones parciales significativas eran finalmente incorporadas a un análisis de regresión múltiple. Así se obtuvo un modelo que explicaba la variación, en el conjunto de medios estudiados, de cada uno de los parámetros ornitocenóticos (Carrascal 1987a, Carrascal y Tellería 1988). Las estimas de los coeficientes de regresión y sus errores estándar se realizaron mediante procedimiento "jackknife" al objeto de incrementar la robustez de las mismas.

La preferencia de hábitats de cada especie de ave se valoró considerando su densidad en cada medio y las variables de hábitat de los mismos. En concreto, los criterios de preferencia de cada especie se calcularon a partir de la media de cada variable de hábitat entre todos los medios ponderada por la densidad de la especie de ave en cuestión en cada medio. Se obtuvo así un

valor para cada variable que caracterizaba la preferencia de cada especie (Carrascal 1987a). Con dichos valores se elaboró una matriz de preferencias medias de hábitat. La extensión de estas matrices no permite exponerlas en este artículo pero están disponibles en Rey (1990).

Con el objeto de sintetizar los patrones de distribución de las aves en base a gradientes ambientales se desarrolló un análisis factorial con la matriz de preferencias de hábitat de las especies de aves. La matriz fue previamente normalizada por transformación logarítmica y estandarización de los datos a  $X = 0$  y d.e. = 1 (Nie et al. 1975).

Los resultados se muestran siguiendo una doble aproximación. En un primer análisis se describe la preferencia de las especies en todos los medios estudiados. Posteriormente se analizan por separado los medios arbustivos (encinar, coscojar, tomillar, jaral montano, matorral de llanura y matorral-pastizal altimontano) y arbóreos (dehesa cerealista, dehesa ganadera, olivar de sierra, pinar y encinar). El encinar ha sido incluido en ambos tipos por su doble naturaleza.

Información adicional sobre las segregaciones de hábitat para aves de medios estepáricos del área de estudio puede encontrarse en Rey et al. (1992).

## RESULTADOS

### *Gradientes estructurales del hábitat*

El análisis factorial de la estructura del hábitat establece dos factores (autovalores  $> 1$ ), que conjuntamente explicaron el 75,6 % de la varianza (ver Tabla 2). El primero de ellos (F1), explica el 52,0 % de la varianza y guarda relación con la complejidad estructural, ya que está mayoritariamente relacionado con variables que implican un mayor desarrollo arbustivo y un desarrollo y densidad del arbolado. Además, la correlación más alta de este factor es con la diversidad en la cobertura de estratos (DIVESTRATO) ( $r = 0,86$ ,  $p < 0,001$ ). Aunque la correlación no es significativa, este factor está negativamente asociado con la cobertura herbácea. En definitiva, F1 separa los medios arbóreos y arbustivos de aquellos abiertos y simples (Figura 2). El segundo factor, que explica el 23,6 % de la varianza, separa los medios en base a un gradiente arbustivo-arbóreo. Este gradiente tiene menos interés para el presente estudio y no incidiremos más en él.

### *Complejidad estructural y estructura de la comunidad de aves*

El análisis anterior nos permite abordar el estudio de las relaciones que existen, a nivel de una amplia gama de medios, entre el gradiente de complejidad estructural y las variables ornitocenóticas más características. Para



Figura 2. Situación de los hábitats considerados en el plano generado por los dos primeros factores derivados del análisis factorial de la estructura de hábitat.  
*Location of each habitat on the plane produced by factor 1 and 2 of the habitat structure factor analysis.*

ello, se correlacionó la complejidad estructural de cada medio (estimada como la coordenada que le corresponde en el eje F1) con cada uno de los parámetros ornitocenóticos. Todas las variables ornitocenóticas (ver Tabla 3) mostraron altas correlaciones positivas con el gradiente de complejidad ( $p < 0,001$  en todos los casos). Sin embargo, los incrementos en diversidad y densidad, correlativos con el aumento en complejidad estructural, se deben al efecto que la complejidad tiene sobre la riqueza. Así, cuando por correlaciones parciales sustraemos el efecto de la diversidad y densidad, se obtiene una correlación parcial significativa entre la riqueza y complejidad ( $r_p = 0,58$ ,  $p < 0,05$ ), no ocurriendo lo mismo para la densidad y diversidad cuando se sustrae el efecto de las restantes variables en cada caso ( $p > 0,05$  en ambos casos). El efecto de la riqueza sobre la diversidad se observa bien por la correlación parcial obtenida entre ambos parámetros cuando se mantienen invariables complejidad y densidad ( $r_p = 0,66$ ,  $p < 0,05$ ). Igualmente, el efecto del incremento de la riqueza sobre la densidad se observa por la correlación parcial obtenida entre ambas parámetros cuando se mantienen invariables complejidad y diversidad ( $r_p = 0,83$ ,  $p < 0,001$ ).

Se deduce, por tanto, que en el marco de nuestro estudio, los niveles de densidad de la ornitocenosis son determinados por la captación de especies y no por fenómenos estructurales (ver Bilcke 1982, Carrascal 1987a, para conclusiones similares). En definitiva se puede resumir que la complejidad tiene un efecto marcado sobre la riqueza de especies, siendo los incrementos en riqueza los responsables directos tanto del aumento en diversidad como de la abundancia de aves de la comunidad.

Tabla 3

Parámetros comunitarios (densidad en aves/10 ha, riqueza y diversidad) de las comunidades de aves reproductoras que se establecen en los 13 medios estudiados.

*Community parameters (density in birds/10 ha, richness and diversity) of the breeding bird communities established in the 13 habitat types considered.*

Medios	Densidad	S100	H'
Dehesa cerealista	43,30	20	3,64
Dehesa ganadera	39,28	20	3,27
Olivar de sierra	40,48	19	3,61
Matorral de llanura	41,54	23	3,56
Tomillar	29,25	17	3,16
Jaral montano	43,70	18	3,42
Coscojar	51,69	22	3,59
Encinar	48,89	28	4,38
Pinar	37,26	25	4,13
Matorral altimontano	27,55	16	3,03
Estepa semiárida	8,93	19	3,22
Campos cerealistas	10,92	8	2,13
Labrados	6,56	12	1,93

### *Relaciones de los parámetros comunitarios con la estructura del hábitat*

El análisis de regresión múltiple permite obtener expresiones que expliquen la variabilidad en densidad, riqueza estandarizada (S100) y diversidad a lo largo de los medios estudiados. La ecuación de regresión obtenida para cada parámetro se muestra en la Tabla 4. En dicha Tabla se ofrecen también las ecuaciones de regresión obtenidas cuando se consideran por separado los medios de campiña y los medios montanos. Comentaremos a continuación someramente algunas consideraciones que pueden extraerse de dicha Tabla.

Densidad (D).- La densidad es afectada positivamente por variables relacionadas con la cobertura de arbustos. La expresión obtenida explica el 61 % de la varianza observada en la densidad de las comunidades estudiadas. El modelo escogido no introduce ninguna variable relacionada con el arbolado. Referido exclusivamente a los hábitats de campiña, la expresión obtenida explica el 89 % de la varianza. En este caso, las variables introducidas están asociadas al arbolado, de forma que en el ámbito de la campiña la presencia del arbolado influiría decisivamente sobre la densidad de la comunidad. En medios montanos, la densidad no es explicada por variables relacionadas con el arbolado. En este caso, son las características del estrato arbustivo las que determinan en mayor medida la densidad de aves (84 % de la varianza explicada)

Tabla 4.

Modelos de regresión múltiple que explican la variación entre medios en los parámetros estructurales de las comunidades de aves. Para cada parámetro comunitario se dan ecuaciones de regresión considerando todos los medios conjuntamente y también considerando por separado medios de campiña y medios montanos. Entre paréntesis se indica errores estándar de las estimas. Véase métodos para identificación de las variables

*Multiple regression models explaining the variation in structural parameters of the breeding bird communities among habitat types. For each parameter regression equations are offered considering both all habitat types together and lowland and mountainous habitats separately. Standard errors are indicated within parentheses. See methods to identify variables.*

Parámetros	Ecuaciones de regresión	R <sup>2</sup>	F	p
<b>Densidad</b>	2,25 - 0,53 cobarbumen + 1,37 cobarbumay + 0,30 alturaarbu (0,31) (0,67) (1,34) (0,09)	0,61	6,4	< 0,05
campiña	2,27 + 2,80 cobarbo + 0,78 esparbo (0,16) (0,92) (0,65)	0,89	25,1	< 0,01
montanos	3,79 + 0,93 cobarbumay - 0,55 cobpedras (0,11) (0,24) (0,22)	0,84	25,9	< 0,01
<b>S100</b>	2,36 + 0,36 divestrato + 0,08 alturaarbor + 0,03 cobarbo + 0,02 p816dbh (0,20) (0,19) (0,08) (0,44) (0,13)	0,96	7,3	< 0,05
campiña	2,42 + 0,59 divestrato (0,20) (0,17)	0,79	17,2	< 0,05
montanos	2,35 + 0,14 alturaarbu + 0,15 p816dbh (0,14) (0,04) (0,01)	0,95	142,5	< 0,001
<b>H'</b>	2,12 + 0,23 alturaarbor + 0,87 divestrato (0,16) (0,12) (0,22)	0,92	39,3	< 0,001
campiña	1,88 + 3,24 divestrato + 0,07 alturaarbor (0,21) (1,63) (0,37)	0,94	16,2	< 0,05
montanos	3,14 - 0,33 cobarbo + 0,42 p816dbh + 0,47 esparbo (0,10) (0,65) (0,08) (0,44)	0,91	19,5	< 0,05

Riqueza estandarizada (S100).- Son determinantes para la riqueza la diversidad en la cobertura de estratos y variables relacionadas con el arbolado. La expresión obtenida explicaría el 96 % de la varianza. En la campiña, la expresión obtenida para S100 explica el 79 % de la varianza, mientras que en el caso de los medios montanos explica casi la totalidad de la variabilidad en riqueza (95 %).

Diversidad (H').- Las variables introducidas en el modelo están relacionadas con la diversidad de estratos y el estrato arbóreo. La expresión obtenida para el conjunto de medios explica el 92 % de la varianza en diversidad. En la campiña se explica el 94 % de la varianza con las mismas variables que para el modelo general, mientras que en los medios montanos el modelo explica el 91 % de la varianza mediante variables relacionadas con el arbolado.

Tabla 5.

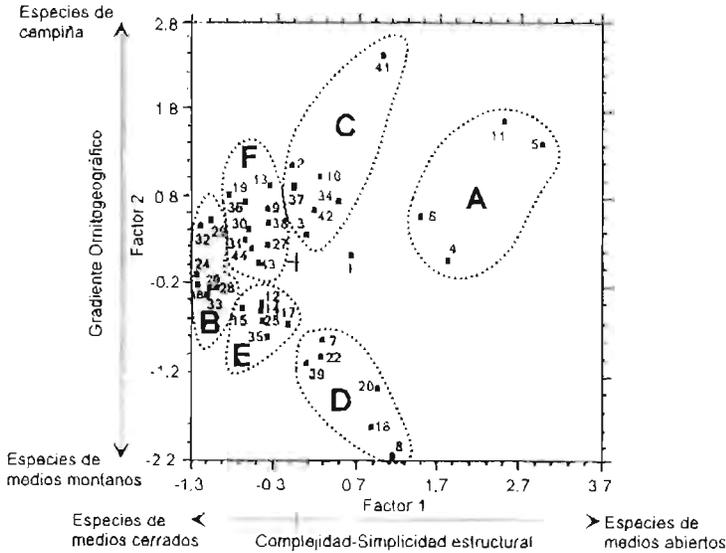
Factores de carga para el análisis factorial de la matriz de preferencias medias de hábitat de las principales aves nidificantes en el área de estudio ( $n = 44$  especies). Sólo se muestran correlaciones significativas a  $P < 0,05$  entre las variables y cada factor; \* =  $P < 0,05$ , \*\* =  $P < 0,01$ , \*\*\* =  $P < 0,001$ . Véase métodos para identificación de las variables.

*Loading factors for the factor analysis on the mean habitat preferences matrix of the main breeding bird species in the study area ( $n = 44$  species). Only significant correlations ( $P < 0,05$ ) between the variables and each factor are shown; \* =  $P < 0,05$ , \*\* =  $P < 0,01$ , \*\*\* =  $P < 0,001$ . See methods to identify variables.*

VARIABLE	FACTOR 1	FACTOR 2	FACTOR 3
COBHER	0,48 **	0,59 ***	
COBARBUMEN	-0,70 ***	-0,63 ***	
COBARBUMAY	-0,72 ***		-0,63 ***
COBARBO	-0,84 ***	0,50 ***	
COBPIEDRAS	-0,33 *	-0,84 ***	
ALTURAHHERB	0,38 **	0,81 ***	
ALTURAARBU	-0,86 ***		
ALTURAARBOR	-0,79 ***	0,58 ***	
ALTURAMAX	-0,82 ***	0,54 ***	
PIESARBUS	-0,62 ***	-0,71 ***	
PIESARBOR	-0,94 ***		
P8DBH	-0,67 ***		0,58 ***
P816DBH	-0,91 ***		
P1632DBH	-0,82 ***		0,44 **
P3250DBH	-0,71 ***	0,43 **	0,42 **
P50DBH		0,61 ***	
ESPARBU	-0,67 ***	-0,68 ***	
ESPARBO	0,83 ***	0,51 ***	
ALTITUD		-0,81 ***	0,31 *
AUTOVALOR	9,19	5,58	1,61
VARIANZA (%)	48,4	29,3	8,5
VAR. ACUM. (%)	48,4	77,7	86,2

### *Distribución de cada especie en base a gradientes ambientales*

Del análisis factorial sobre las preferencias medias de hábitat de cada especie se derivan tres componentes principales (autovalores  $> 1$ ) que explican el 86,2 % de la varianza total (ver Tabla 5). El primer componente (F1) establece un gradiente de complejidad estructural, que está afectado positivamente por la cobertura herbácea y negativamente por aquellas variables relacionadas con el desarrollo de los estratos arbustivo y arbóreo. Por tanto, las especies propias de medios abiertos y carentes de arbolado y matorral desarrollado (campos de cereal, labrados y estepas semiáridas) como calan-



(1) *Alectoris rufa*. (2) *Streptopelia turtur*. (3) *Upupa epops*. (4) *Calandrella cinerea*. (5) *Melanocorypha calandru*. (6) *Galerida cristata*. (7) *Galerida theklae*. (8) *Alauda arvensis*. (9) *Lullula arborea*. (10) *Lanius senator*. (11) *Cisticola juncidis*. (12) *Hippolais polyglota*. (13) *Sylvia hortensis*. (14) *Sylvia melanocephala*. (15) *Sylvia cantillans*. (16) *Sylvia conspicillata*. (17) *Sylvia undata*. (18) *Phylloscopus bonelli*. (19) *Muscicapa striata*. (20) *Saxicola torquata*. (21) *Oenanthe oenanthe*. (22) *Oenanthe hispanica*. (23) *Phoenicurus ochruros*. (24) *Erithacus rubecula*. (25) *Luscinia megarhynchos*. (26) *Turdus merula*. (27) *Turdus viscivorus*. (28) *Aegithalos caudatus*. (29) *Parus ater*. (30) *Parus major*. (31) *Parus caeruleus*. (32) *Certhia brachydactyla*. (33) *Troglodytes troglodytes*. (34) *Miliaria calandru*. (35) *Emberiza cia*. (36) *Fringilla coelebs*. (37) *Carduelis chloris*. (38) *Coccothraustes coccothraustes*. (39) *Carduelis cannabina*. (40) *Loxia curvirostra*. (41) *Passer domesticus*. (42) *Cyanopica cyanus*. (43) *Carduelis carduelis*. (44) *Serinus serinus*.

Figura 3. Situación de las especies de aves reproductoras mejor representadas en el área de estudio en el plano definido por los dos primeros factores derivados del análisis factorial de las preferencias medias de hábitat.

- A.- Especies de medios carentes de arbolado y matorral (campos cerealistas y labrados).
- B.- Especies de medios arbolados cerrados.
- C.- Especies típicas de dehesas.
- D.- Especies que pueblan matorrales montanos o altimontanos pocos desarrollados.
- E.- Especies de matorrales montanos de desarrollo intermedio.
- F.- Especies de pinares y encinares.

Nota: en 8 coinciden *A. arvensis*, *O. oenanthe* y *P. ochruros* y en 29 coinciden *P. ater* y *L. curvirostra*.

Location of each breeding bird species on the plane produced by the two first factors of the mean habitat preferences factor analysis. The analysis was conducted only for the 44 most frequent bird species in the study region.

dria común *Melanocorypha calandra*, buitrón *Cisticola juncidis*, terrera común *Calandrella cinerea* y cogujada común *Galerida cristata* se sitúan hacia el extremo positivo de este gradiente (grupo A en la Figura 3). En el extremo opuesto F1 dispone a especies que ocupan los medios más complejos y cerrados, con mayor desarrollo tanto del sustrato arbustivo como arbóreo (encinar, pinar y coscojar), como son petirrojo *Erithacus rubecula*, mosquito papialbo *Phylloscopus bonelli*, agateador común *Certhia brachydactyla*, chochín *Troglodytes troglodytes*, mirlo *Turdus merula*, carbonero garrapinos *Parus ater* y piquituerto *Loxia curvirostra* (grupo B en la Figura citada). Las posiciones intermedias en este gradiente son ocupadas por especies de medios arbolados abiertos con ausencia de matorral (tipo dehesa), por ejemplo triguero *Miliaria calandra*, gorrión común *Passer domesticus*, alcaudón común *Lanius senator*, rabilargo *Cyanopica cyanus* (grupo C en la Figura), así como por especies de matorrales bajos y de poca cobertura como son alondra común *Alauda arvensis*, collalba gris *Oenanthe oenanthe*, collalba rubia *Oenanthe hispanica*, curruca tomillera *Sylvia conspicillata*, cogujada montesina *Galerida theklae*, pardillo común *Carduelis cannabina*, tarabilla común *Saxicola torquata*, etc. (grupo D).

El segundo componente (F2) marca la separación de especies ligadas a la campiña y especies con un carácter más montano. Así, está correlacionado positivamente con la cobertura y altura herbácea, altura arbórea, altura máxima de la vegetación, cobertura arbórea, especies arbóreas y el arbolado de gran porte. Las cuatro primeras variables están íntimamente asociadas a las dehesas y, en el caso de la altura y cobertura herbácea a los cultivos de cereal. Por el contrario F2 está negativamente asociado a la cobertura arbustiva de bajo porte, al número de pies arbustivos, al número de especies arbustivas y, especialmente a la cobertura de rocas y a la altitud (las dos variables que mejor determinan el carácter montano del medio). Por tanto, este componente enfrenta a especies de campiña (como gorrión común, buitrón, calandria común, tórtola común *Streptopelia turtur*, curruca mirlona *Sylvia hortensis*, verderón común *Carduelis chloris*, alcaudón común, papamoscas gris *Muscicapa striata*, triguero y cogujada común) y a especies de matorrales montanos (alondra común, collalba gris, colirrojo tizón *Phoenicurus ochruros*, curruca tomillera, tarabilla común, pardillo, escribano montesino *Emberiza cia*, collalba rubia y cogujada montesina). En situaciones intermedias en este gradiente se sitúan especies de matorrales de llanura y aquellos matorrales montanos que alcanzan mayor desarrollo, pero suben a menos altitud que los localizados en la alta montaña (grupo E en la Figura 1). Asimismo quedan en posiciones intermedias las especies que pueblan los pinares y encinares, de carácter montano, pero situados a altitudes intermedias (no superan los 1500 m de altitud) (grupo F en la Figura). Entre estos dos últimos grupos se englobarían especies como curruca cabecinegra *Sylvia melanocephala*, curruca carrasqueña *Sylvia cantillans*, curruca rabilarga *Sylvia*

*undata*, mirlo, carbonero común *Parus major*, herrerillo común *Parus caeruleus*, chochín, mosquitero papialbo, petirrojo, mito *Aegithalos caudatus*, etc.

El tercer componente (F3) explica una proporción de varianza bastante inferior a los anteriores. Está relacionado con el desarrollo del arbolado, segregando a las especies según su ligazón a medios de arbolado de gran porte o a medios con proliferación de arbolillos. Así, está negativamente correlacionado con el número de pies arbóreos con dbh < 8 cm y con la cobertura arbustiva de gran porte (que son las variables que mejor definen a los encinares estudiados); muestra por el contrario correlaciones positivas con el número de pies arbóreos con dbh entre 16-32 cm y 32-50 cm (que definen perfectamente a los pinares). Oponen, por tanto a las especies típicas de encinares de las de pinares.

Tabla 6.

Factores de carga para el análisis factorial de la matriz de preferencias medias de hábitat de las aves nidificantes mejor representadas en los medios arbustivos de la región (n = 36 especies). Sólo se muestran correlaciones significativas a  $P < 0,05$  entre las variables y cada factor; \* =  $P < 0,05$ , \*\* =  $P < 0,01$ , \*\*\* =  $P < 0,001$ . Véase métodos para identificación de las variables.

Loading factors for the factor analysis on the mean habitat preferences matrix of the main bird species breeding in the shrubby habitats in the study area (n = 36 species). Only significant correlations ( $P < 0,05$ ) between the variables and each factor are shown; \* =  $P < 0,05$ , \*\* =  $P < 0,01$ , \*\*\* =  $P < 0,001$ . See methods to identify variables.

VARIABLE	FACTOR 1	FACTOR 2
COBHER	0,71 ***	
COBARBUMEN	-0,90 ***	0,37 *
COBARBUMAY	-0,99 ***	
COBARBO	-0,89 ***	-0,40 *
COBPIEDRAS	0,94 ***	
ALTURAHHERB	-0,71 ***	
ALTURAARBU	-0,98 ***	
ALTURAARBOR	-0,97 ***	
ALTURAMAX	-0,94 ***	
PIESARBUS	-0,75 ***	0,60 **
PIESARBOR	-0,81 ***	-0,56 **
P8DBH	-0,77 ***	-0,62 ***
P816DBH	-0,73 ***	-0,68 ***
P1632DBH	-0,75 ***	0,46 ***
ESPARBU		0,93 ***
ESPARBO	-0,95 ***	
ALTITUD	0,63 ***	-0,70 **
AUTOVALOR	11,53	3,67
VARIANZA (%)	67,8	21,6
VAR. ACUM. (%)	67,8	89,4

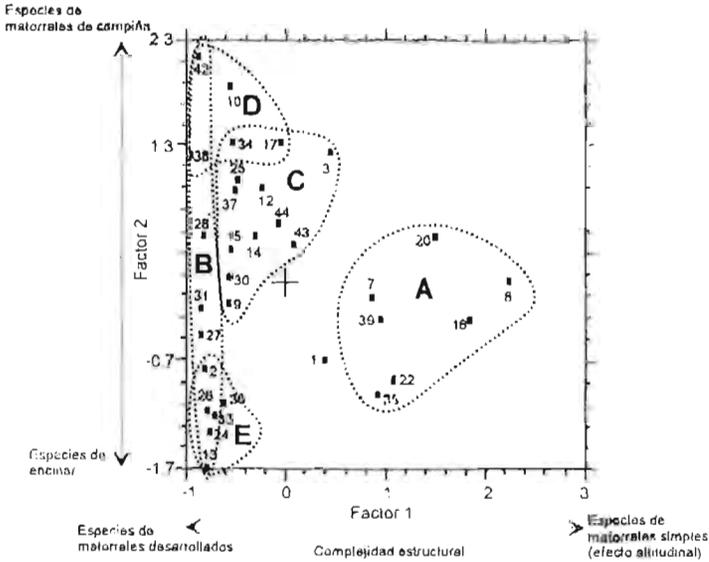


Figura 4.

Situación de las especies de aves reproductoras mejor representadas en los medios arbustivos del área de estudio en el plano definido por los dos primeros factores derivados del análisis factorial de las preferencias medias de hábitat. Cada especie se identifica con el mismo número de la figura 1.

A.- Especies de matorrales simples montañosos o altimontanos (tomillar y matorral altimontano).

B.- Especies de matorrales complejos (encinares y coscojares).

C.- Especies de matorrales de desarrollo intermedio o asociados a la presencia de algún arbolado disperso.

D.- Especies de aves ligadas al matorral de llanura.

E.- Especies de aves ligadas a encinares.

Nota: en 8 coinciden A. *arvensis*, O. *oenanthe* y P. *ochruros* y en 24 coinciden E. *rubecula* y P. *bonelli*.

*Location of each breeding bird species on the plane produced by the two first factors of the mean habitat preferences factor analysis conducted for scrub habitats. Each species is identified as in figure 1.*

### Segregación de las especies en medios arbolados y arbustivos

Puesto que las preferencias de determinadas especies pueden quedar oscurecidas al trabajar con una gama de medios de naturaleza muy diferente, se analizaron por separado las matrices de preferencias medias de especies de medios arbustivos y arbolados.

*Segregación de las especies que habitan medios arbustivos*

El análisis factorial produjo dos componentes principales que en conjunto explicaron el 89,4 % de la varianza (Tabla 6). El primer componente (F1) guarda relación con la complejidad estructural y la altitud. Está positivamente correlacionado con la cobertura herbácea, cobertura de piedras-rocas y la altitud, y negativamente asociado a variables relacionadas con el desarrollo arbustivo o arbóreo. Por tanto, enfrenta a las especies de medios altimontanos, estructuralmente simples y con gran presencia de roca, y a las de matorrales cerrados con desarrollo de arbolado. Este factor segrega hacia el extremo positivo a la alondra común, collalba gris, colirrojo tizón, curruca tomillera, tarabilla común, collalba rubia, pardillo, escribano montesino y cogujada montesina (grupo A en la Figura 4), y hacia el extremo negativo al picogordo *Coccothraustes coccothraustes*, rabilargo, herrerillo, zorzal charlo *Turdus viscivorus*, mito, tórtola común, mirlo, curruca mirлона, mosquitero papialbo, petirrojo y chochín (grupo B en la Figura 4). Las posiciones intermedias en el gradiente generado por este factor son ocupadas por especies propias de matorrales de desarrollo intermedio (como curruca cabecinegra, curruca rabilarga, zarcero común *Hippolais polyglotta*) y especies ligadas a arbolado disperso (verderón común, jilguero *Carduelis carduelis*, verdecillo *Serinus serinus* y totovía *Lullula arborea*) (grupo C, Figura 4).

El segundo componente (F2) separa a las especies de matorrales montanos con gran proliferación y cobertura de arbolillos (encinar) de las especies de matorrales de campiña de coberturas importantes, gran número de especies (sobre todo jaras) y árboles dispersos de mayor tamaño. Es un componente influido por la naturaleza montana o no del matorral y la disposición y características del arbolado presente. Sitúa en el extremo positivo a las aves más características del matorral de llanura (rabilargo, alcaudón común, picogordo, triguero, curruca rabilarga, grupo D en la Figura 4), mientras que en el extremo negativo aparecen especies con marcadas preferencias por los encinares y coscojares de la región (mosquitero papialbo, curruca mirлона, petirrojo, chochín, mirlo y pinzón común *Fringilla coelebs*, grupo E de la Figura).

*Segregación de las especies que ocupan medios arbóreos*

Del análisis factorial se desprenden dos componentes independientes que explican el 85,4 % de la varianza en la abundancia de las aves en estos medios (Tabla 7).

El primer componente (F1) está positivamente correlacionado con la cobertura herbácea, altura herbácea y número de pies arbóreos de más de 50 cm de dbh. Por el contrario se correlaciona negativamente con todas las demás variables (a excepción de la altura arbórea, altura máxima y pies

Tabla 7.

Factores de carga para el análisis factorial de la matriz de preferencias medias de hábitat de las aves nidificantes mejor representadas en los medios arbóreos de la región ( $n = 37$  especies). Sólo se muestran correlaciones significativas a  $P < 0,05$  entre las variables y cada factor; \* =  $P < 0,05$ , \*\* =  $P < 0,01$ , \*\*\* =  $P < 0,001$ . Véase métodos para la identificación de las variables.

*Loading factors for the factor analysis on the mean habitat preferences matrix of the main bird species breeding in the arboreal habitats in the study area ( $n = 37$  species). Only significant correlations ( $P < 0,05$ ) between the variables and each factor are shown; \* =  $P < 0,05$ , \*\* =  $P < 0,01$ , \*\*\* =  $P < 0,001$ . See methods to identify variables.*

VARIABLE	FACTOR 1	FACTOR 2
COBHER	0,90 ***	
COBARBUMEN	-0,96 ***	
COBARBUMAY	-0,74 ***	-0,59 ***
COBARBO	-0,83 ***	0,55 **
COBPIEDRAS	-0,90 ***	
ALTURAHHERB	0,84 ***	
ALTURAARBU	-0,93 ***	
ALTURAARBOR		0,91 ***
ALTURAMAX		0,71 ***
PIESARBUS	-0,95 ***	
PIESARBOR	-0,97 ***	
P8DBH	-0,70 ***	-0,61 ***
P816DBH	-0,98 ***	
P1632DBH	-0,70 ***	0,69 ***
P3250DBH		0,82 ***
P50DBH	0,70 ***	
ESPARBU	-0,98 ***	
ESPARBO	-0,86 ***	
ALTITUD	-0,98 ***	
AUTOVALOR	12,41	3,82
VARIANZA (%)	65,3	20,1
VAR. ACUM. (%)	65,3	85,4

arbóreos de 32-50 cm de dbh). Por tanto, es un componente relacionado con la fisionomía del hábitat y segrega las especies de medios arbolados abiertos con árboles de gran porte y elevada cobertura herbácea (dehesas), de aquellas especies que pueblan los medios arbolados cerrados con sustrato arbustivo, pero con arbolado de menor porte. Este componente podría indicar el grado de manejo del medio. Sitúa en el extremo positivo del gradiente a las especies mejor representadas en los medios arbolados más antrópicos, como

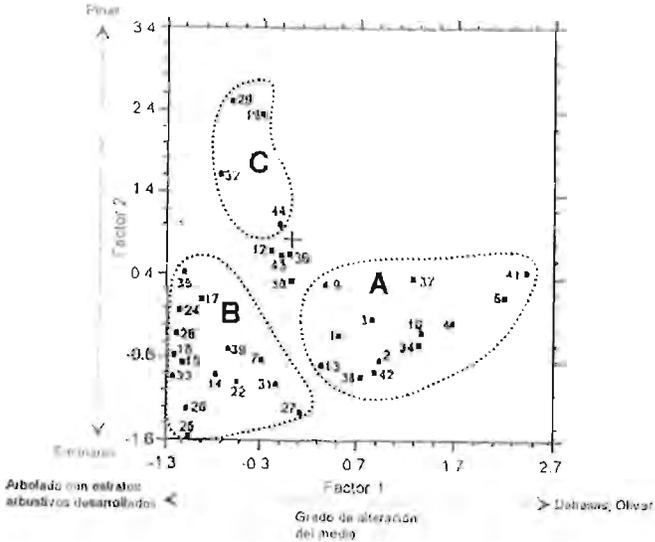


Figura 5.

Situación de las especies de aves reproductoras mejor representadas en los medios arbolados del área de estudio en el plano definido por los dos primeros factores derivados del análisis factorial de las preferencias medias de hábitat. Cada especie se identifica con el mismo número de la figura 1.

A.- Especies de aves ligadas a dehesas y olivares.

B.- Especies de aves ligadas a pinares.

C.- Especies de aves ligadas a encinares.

Nota: en 29 coinciden *P. ater* y *L. curvirostra*.

*Location of each breeding bird species on the plane produced by the two first factors of the mean habitat preferences factor analysis conducted for forest habitats. Each species is identified as in figure 1.*

gorrión común, cogujada común, terrera común, alcaudón común, triguero, verderón común, tórtola común y rabilargo (grupo A en la Figura 5). En el extremo negativo coloca a aquellas especies de aves con carácter forestal que ocupan medios en los que junto a un estrato arbóreo existe uno arbustivo, que no ha sido eliminado por la acción humana. El chochín, mosquitero papialbo, mito, curruca carrasqueña, petirrojo, escribano montesino, mirlo y ruiseñor común *Luscinia megarhynchos* muestran clara preferencia hacia este extremo (grupo B en la Figura 5).

El segundo componente (F2) distingue entre especies con preferencias por medios arbolados con proliferación de arbolillos y sustrato arbustivo de

elevado porte (caracterizado en la región por los encinares) y especies con preferencias por arbolado denso y considerable porte, como se infiere de sus correlaciones positivas con la cobertura arbórea, altura del arbolado y pies arbóreos de 16-32 y 32-50 cm de dbh (rasgos que caracterizan a los pinares). Este componente segrega por tanto a las especies entre los dos medios de carácter más forestal considerados. Especies abundantes en los pinares (como carbonero garrapinos, piquituerto, papamoscas gris, agateador común y verdicillo, grupo C en la Figura 5) se distribuyen hacia extremos positivos del gradiente mientras que aves mejor representadas en los encinares (ruiseñor común, zorzal charlo, mirlo, herrerillo común y chochín, grupo B en la Figura 5) se localizan en el extremo negativo del gradiente.

## DISCUSIÓN

### *Perspectiva de comunidad*

De forma similar a lo obtenido por numerosos autores, la densidad y la riqueza se relacionan directamente con la complejidad estructural estimada de muy diversas formas (MacArthur y MacArthur 1961, Blondel et al. 1973, Willson 1974, Bilcke 1982, Vanderwall y Macmahon 1984, Osborne 1984, Hino 1985, Blondel 1986, Carrascal 1987a, Carrascal y Tellería 1988). Sin embargo, en nuestro estudio, la influencia de la complejidad estructural tiene lugar, fundamentalmente, a nivel del número de especies que pueblan los diferentes medios más que sobre otros parámetros que, como la densidad y la diversidad, se ven modificados por el efecto que sobre ellos tiene la riqueza (ver Bilcke 1982, Carrascal y Tellería 1988, para resultados similares). Así, por ejemplo, la densidad global de aves está regulada por otros factores relacionados con la productividad, comportamientos territoriales, supervivencia invernal de los individuos, etc. (Willson 1974), que hacen que este parámetro carezca de un cuerpo general de teoría predictiva (Potti 1985a).

Estudios que engloban un amplio rango de tipos de hábitats (por ej. MacArthur 1964, Karr y Roth 1971, Willson 1974), han demostrado y discutido la correlación entre el aumento de la complejidad estructural de la vegetación y el incremento en diversidad de aves, y Willson (op. cit.) ha sugerido que dicho aumento refleja la adición de nuevas especies por la acumulación de nuevos tipos de nicho en pasos sucesivos de complejidad estructural.

En lo referente a las relaciones que mantienen la estructura de la comunidad y la estructura del hábitat, resulta interesante la alta predecibilidad de la diversidad en el marco de nuestro estudio ( $R^2 = 0,92$ ), aunque ésto puede estar parcialmente influido por un bajo número de casos (medios) incorporados al análisis. Este parámetro se ve afectado por la diversidad de estratos y por variables relacionadas con el arbolado. La primera variable

indica, en cierta forma, la heterogeneidad espacial (parámetro que ha recibido bastante atención en lo que concierne a su relación con la estructura de la comunidad), reconociéndose su efecto tanto en el plano vertical (MacArthur y MacArthur 1961, Karr y Roth 1971, Willson 1974) como en el horizontal (Roth 1976, Rotenberry y Wiens 1980, Wiens y Rotenberry 1981, Zamora 1988).

Al estudiar por separado los medios de campiña y los montanos obtenemos que la diversidad sigue patrones diferentes. Así, en la campiña, este parámetro está principalmente influido por la diversidad en la cobertura de estratos y por la presencia de arbolado desarrollado, mientras que en los medios montanos, la diversidad está principalmente afectada por variables relacionadas con el arbolado, fundamentalmente de pequeño tamaño. Estas diferencias podrían deberse al mayor grado de variación en la campiña de la diversidad en la cobertura de estratos. En la campiña la desaparición de tres de estos estratos en los campos de cereal y en los labrados conlleva una desaparición de especies afectando a la diversidad de aves.

La variación en densidad y S100 de las comunidades estudiadas resulta también altamente predecible, sobre todo cuando se estudian por separado los medios de campiña y los medios montanos, aunque esto puede estar influido por el bajo número de casos (medios) incorporados a estos análisis.

La densidad en medios de campiña está influida por la presencia de arbolado, que las especies van a explotar fundamentalmente como sustrato de nidificación, pues son los granívoros (entre ellos los fringílidos), o insectívoros de suelo (por ejemplo, alcaudón común *Lanius senator*, zorzal charlo *Turdus viscivorus*, rabilargo *Cyanopica cyanus*, etc.) las especies que van a alcanzar mayor densidad en los medios típicamente arbolados de la campiña (Rey et al. 1995). Por el contrario, en los medios montanos la presencia de arbolado no tiene un efecto apreciable sobre la abundancia de aves, debido, quizás, a la ausencia de grandes masas forestales en la región. Aquí, la densidad está principalmente afectada por la cobertura arbustiva de gran porte, mientras que la cobertura de piedras-rocas, estrechamente ligada al aumento en altitud, tiene un efecto negativo sobre la abundancia de aves.

La riqueza está determinada, a nivel general, por variables relacionadas con el arbolado y con la diversidad en la cobertura de estratos, siendo en particular interesante el efecto negativo de la cobertura arbórea. Nuestros resultados coincidirían, en sentido amplio, con lo obtenido por Willson (1974), de forma que la presencia de un estrato en un hábitat tendría un efecto positivo sobre la riqueza más determinante que el volumen o cantidad de vegetación. Este efecto se manifestaría especialmente cuando comienza a aparecer el estrato arbóreo. La riqueza es aún más predecible cuando se consideran por separado los medios de campiña y los montanos.

En los medios de campiña es determinante el efecto de la diversidad de estratos, ya que la desaparición de tres estratos (arbustos de escaso porte,

arbustos de gran porte y arbolado) en los campos de cereal y labrados conlleva una desaparición de especies de aves. Por el contrario, en los medios montanos la variación en riqueza está principalmente determinada por el desarrollo arbustivo y por la presencia de arbolado de mediano tamaño, cuya combinación posibilita la ocupación de estos medios por especies asociadas a matorrales o a medios forestales, como son la mayoría de las que ocupan los medios montanos.

### *Nivel de Especie*

Al igual que otros trabajos (James 1971, Cody 1981, Noon 1981, Carrascal 1985, Carrascal 1987a, Tellería et al. 1988) nuestros resultados muestran una marcada segregación de especies como consecuencia de unas preferencias de hábitats bien definidas. En sentido amplio dos gradientes determinan la distribución de las especies: la complejidad estructural del hábitat y un gradiente que establece la dualidad montano-campaña. La complejidad estructural o fisionómica es un componente frecuente en los criterios de selección de hábitat descritos para las aves (Carrascal 1985, 1987a, Carrascal y Tellería 1988, Muñoz-Cobo 1987, entre otros para la Península Ibérica). La complejidad está directamente relacionada con la estructura de la vegetación, de forma que a medida que ésta se desarrolla y diversifica se posibilita la entrada de nuevas especies capacitadas para la explotación de los nichos que surgen como consecuencia del desarrollo vertical (que conlleva la aparición de nuevos estratos de vegetación), y de la heterogeneidad tanto vertical como horizontal que esto origina (ver MacArthur 1964, Willson 1974, Roth 1976).

La importancia del gradiente que separa a las especies de campiña de las de medios montanos puede ser una consecuencia lógica del marco regional en que se encuadra el estudio. Éste se desarrolla en un intervalo que va desde los 300 a 2100 m de altitud. A lo largo de este intervalo se da una clara separación de los medios de campiña (muy alterados en general por las actividades humanas y que ocupan niveles altitudinales que no superan en términos generales los 800 m) y los medios montanos (menos alterados y que ocupan un gradiente altitudinal entre los 700 y los 2100 m.). Este gradiente tiene además connotaciones ornitogeográficas, originando en particular la entrada en las zonas más altas de especies de cariz norteño con respecto a nuestras latitudes (ver Rey et al 1995 para algunas discusiones sobre aspectos ornitogeográficos de la avifauna de la región).

El papel de la complejidad estructural en la determinación de la preferencias de hábitat de las aves se repite al considerar por separado los medios arbustivos y arbóreos. Sin embargo, surgen además otros gradientes, como la alteración del medio, que contribuyen a explicar la distribución de las aves, tal y como ha sido ya reflejado en estudios de selección de hábitat en la

Península (Carrascal y Tellería 1985, 1988, 1989, y referencias allí dadas). Las actividades humanas inciden sobre todo en la eliminación del sustrato arbustivo en medios forestales, que influye sobre la posibilidad de asentamiento y la abundancia de determinadas especies que utilizan este sustrato para nidificar (curruca carrasqueña, cabecinegra, rabilarga, zarcero común, mito, ruiseñor común, chochín, mirlo, etc.), (Lack y Lack 1951, Williamson 1970, Currie y Bamford 1982, Santos y Suárez 1983, Potti 1985 a,b). Esto denota, entre otras cosas, las implicaciones negativas que la eliminación de los rebrotes de la vegetación natural tiene (por ejemplo en explotaciones forestales y agrícolas) sobre la riqueza y diversidad de especies de aves (ver Santos y Álvarez 1990) y que influye tanto en la desaparición del sustrato de nidificación como de sitios de alimentación.

Mientras que la plasticidad dietaria de muchas especies puede permitirles ocupar, aunque en menor densidad, los medios modificados (Rey 1992), los requerimientos de nidificación de la mayoría de las especies de aves son generalmente mucho más estrictos. Otros estudios en el mismo ámbito geográfico han mostrado que las alteraciones del medio se acusan de forma más negativa en las comunidades reproductoras que en las invernantes (Rey et al. 1992). La región de estudio es un área fuertemente influenciada por las actividades humanas. Esto que es especialmente manifiesto en la campiña, donde la mayoría de las tierras se dedican a la agricultura, es bastante patente también en las zonas montanas fuertemente influenciadas por el pastoreo y actividades forestales. Ello origina que en la campiña las aves más favorecidas sean aquellas generalistas con especial habilidad para explotar medios agrícolas abiertos (trigueros, cogujadas,...) y/o con arbolado disperso que puede ser como sustrato de nidificación (por ej. verderones, pinzones, verdicillos, jilgueros, alcaudones...). En las zonas de montaña, las especies favorecidas serían aquellas asociadas a tomillares, jarales, y otros matorrales seriales de escaso porte y encinares aclarados (curruca, pardillos, collalbas, zarceros, mirlos, etc. ) que son lo que predomina en estas zonas montañosas, quedando las especies típicamente forestales relegadas a un segundo plano.

#### AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer la colaboración prestada en el campo a Esther Jiménez y a José Eugenio Gutiérrez. Julio Alcántara revisó versiones anteriores de este manuscrito.

#### BIBLIOGRAFÍA

ALONSO, J. A., R. MUÑOZ-PULIDO Y L. M. BAUTISTA (1991). Nest site selection and nesting success in the Azure-winged Magpie in Central Spain. *Bird Study* 38: 45-51

- ANDERSON, S. H. y H. H. SHUGART (1974). Habitat selection of breeding birds in east Tennessee deciduous forest. *Ecology* 55: 828-837.
- BERSIER, L.F. y D. R. MEYER (1994). Bird assemblages in Mosaic forests. The relative importance of vegetation structure and floristic composition along the successional gradient. *Acta Oecologica* 15: 561-576.
- BILCKE, G. (1982). Breeding songbird community structure. *Acta Oecologica* 3: 511-521.
- BLONDEL, J. (1986). *Biogeografía y Ecología*. Editorial Académica. S. L. León.
- BLONDEL, J., C. FERRY y B. FROCHOT (1973). Avifaune et végétation, essai d'analyse de la diversité. *Alauda* 41: 63-84.
- CARRASCAL, L. M. (1985). Selección de hábitat en un grupo de aves forestales del Norte de la Península Ibérica: importancia de la estructura de la vegetación y competencia interespecífica. *Doñana Acta Vertebr.* 12: 75-92.
- (1987 a). *Relaciones entre avifauna y estructura de la vegetación en el País Vasco Atlántico*. Tesis Doctoral. Univ. Complutense. Madrid.
- (1987 b). Relación entre avifauna y estructura de la vegetación en las repoblaciones de coníferas de Tenerife (Islas Canarias). *Ardeola* 34: 193-224.
- CARRASCAL, L.M. y J.L. TELLERÍA (1985). Avifauna invernante en los medios agrícolas del Norte de España II. Papel de la estructura de la vegetación y competencia interespecífica. *Ardeola* 32: 227-251.
- (1988). Relación entre la avifauna y estructura de la vegetación en los medios agrícolas del Norte de la Península Ibérica (País Vasco Atlántico). *Munibe* 40: 9-17.
- (1989). Organización de las comunidades de aves reproductoras en laderas montanas del País Vasco Atlántico. *Doñana Acta Vertebr.* 16: 69-87.
- CODY, M. L. (1968). On the methods of resource division in grassland bird communities. *Am. Nat.* 102: 107-147.
- (1974). *Competition and the structure of bird communities*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- (1981). Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitors and productivity. *Bioscience* 31: 107-113.
- CURRIE, F. C. y R. BAMFORD (1982). The value to bird life of retaining small conifer stands beyond normal felling age within forests. *Quart. J. Forestry* 76: 153-154.
- DUESER, R. D. y H. H. SHUGART (1978). Microhabitats in a forest-floor small mammal-fauna. *Ecology* 59: 89-98.
- FRETWELL, S. D. (1972). Populations in a seasonal environment. *Monogr. Pop. Biol.* n° 5. Princeton, New Jersey, Princeton Univ. Press.
- FRETWELL, S. D. y H. L. LUCAS (1970). On territorial behaviour and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development. *Acta Biotheor.* 19: 16-36.

- HILDEN, O. (1965). Habitat selection in birds. *Ann. Zool. Fenn.* 2: 53-75.
- HINO, T. (1985). Relationships between bird community and habitat structure in shelterbelts of Hokkaido, Japan. *Oecologia* 65: 442-448.
- JAMES, F. C. (1971). Ordinations of habitat relationships among breeding birds. *Wilson Bull.* 83: 215-236.
- JAMES, C. Y H. H. SHUGART (1970). A quantitative method of habitat description. *Audubon Field Notes* 24: 727-737.
- JAMES, F. C. Y S. RATHBUN (1981). Rarefaction, relative abundance and diversity of avian communities. *Auk* 98: 785-800.
- JAMES, F. C. Y N. D. WARMER (1982). Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology* 63: 159-171.
- JÄRVINEN, O Y R. A. VÄISÄNEN (1975). Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. *Oikos* 26: 316-322.
- KARR, J. R. Y R. R. ROTH (1971). Vegetation structure and avian diversity in several New world areas. *Am. Nat.* 105: 423-435.
- LACK, D. Y E. LACK (1951). Further changes in bird-life censused by afforestation. *J. Anim. Ecol.* 20: 173-179.
- MACARTHUR, R. H. (1964). Environmental factors affecting bird species diversity. *Am. Nat.* 98: 387-396.
- MACARTHUR, R. H. Y J. W. MACARTHUR (1961). On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- MAGURRAN, A. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Ed. Croom Helm. London.
- MARTIN, T. E. Y J. J. ROPER (1988). Nest predation and nest-site selection of a western population of the Hermit Thrush. *Condor* 90: 51-57.
- MUÑOZ-COBO, J. (1987). *Las comunidades de aves de los olivares de Jaén*. Tesis Doctoral. Univ. Complutense. Madrid.
- NIE, N. H., C. H., HULL, J. G. JENKINS, K. STEINBERGER, Y D. H. BENT (1975). *Statistical Package for the Social Sciences (SPSS)*. McGraw-Hill, New York.
- NOON, B. R. (1981). Techniques for sampling avian habitats. Pp. 42-52 en Capen D.E. (ed.). *The use of multivariate statistics in studies of wildlife habitat*. USDA Forest Service. Vermont.
- OSBORNE, P. (1984). Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *J. App. Ecol.* 21: 63-82.
- PARKER, K. C. (1986). Partitioning of foraging space and nest sites in a desert shrubland bird community. *Am. Mid. Nat.* 115: 255-267.
- PETERSON, K. L. Y L. B. BEST (1985). Nest-site selection by sage sparrows. *Condor* 87: 217-221.
- POTTI, J. (1985 a). *Las comunidades de aves del Macizo de Ayllón*. Tesis Doctoral. Univ. Complutense. Madrid.
- — (1985 b). La sucesión de las comunidades de aves en los pinares repo-

- blados de *Pinus sylvestris* del Macizo de Ayllón (Sistema Central). *Ardeola* 32: 253-277.
- PRONDON, R. (1976). Le substract, facteur écologique et éthologique de la vie en eau courante: observations et expériences sur les larves de *Microptera tertacea* et *Cordulegaster annulatus*. Thèse. 3° Cycle. Lyon.
- REY, P. J. (1990). *Avifauna y estructura del hábitat en la campiña y subbéticas de Jaén*. Tesis de Licenciatura. Univ. Granada. Granada.
- REY, P. J. (1992). *Preadaptación de la avifauna frugívora invernante al cultivo del olivar*. Tesis doctoral. Universidad de Granada. Granada.
- REY, P., A. M. SÁNCHEZ-LAFUENTE, F. VALERA Y J. MUÑOZ-COBO (1992). Comunidades de aves esteparias en una zona del sureste de España (Jaén). Caracterización biogeográfica y segregaciones de hábitat. *Studia Oecologica* 9: 149-164.
- (1995). Distribución de la avifauna nidificante en la campiña y sierras subbéticas de Jaén (Macizo de Mágina). *Studia Oecologica* 12: 199-212.
- RICE, J., R. D. OHMART Y B. W. ANDERSON (1983). Habitat selection attributes of an avian community: a discriminant analysis investigation. *Ecol. Monogr.* 53: 263-290.
- RICE, J., B. ANDERSON Y R. D. OHMART (1984). Comparison of the importance of different habitat attributes to avian community organization. *J. Wildl. Manage.* 48: 895-911
- RIVAS MARTINEZ, S. (1981). Les étages bioclimatiques de la vegetation de la Peninsule Iberique. *Anales Jard. Bot. Madrid* 37: 251-268.
- ROTEBERRY, J.T. (1985). The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristics? *Oecologia* 67: 213-217.
- ROTEBERRY, J. T. Y J. A. WIENS (1980). Habitat structure, patchiness, and avian community in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology* 61: 1228-1250.
- ROTH, R. R. (1976). Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* 57: 773-782.
- SANTOS, T. Y G. ÁLVAREZ (1990). Efectos de las repoblaciones con eucaliptos sobre las comunidades de aves forestales en un maquis mediterráneo (Montes de Toledo). *Ardeola* 37: 319-324.
- SANTOS, T. Y F. SUÁREZ (1983). The bird communities of the heathlands of Palencia. The effects of coniferous plantations. *VII Int. Conf. Bird Census Work*. León.: 172-179.
- SEDGWICK, J. A. (1987). Avian habitat relationships in Pynion-Juniper woodlands. *Wilson Bull.* 99: 413-431.
- TELLERÍA, J. L. (1986). *Manual para el censo de vertebrados terrestres*. Ed. Raíces. Madrid.
- TELLERÍA, J. L., T. SANTOS, G. ÁLVAREZ Y C. SÁEZ-ROYUELA (1988). Avifauna de los campos de cereales del interior de España. Pp. 173-319 en Bernis,

- F. (ed.). *Aves de los medios urbanos y agrícolas en las mesetas españolas*. Monografías de la S.E.O. n° 2. Madrid.
- VALERA, F. (1992). *Relaciones entre el estrato herbáceo de un agroecosistema mediterráneo -el olivar- y la orniofauna granívora nidificante*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Granada.
- VANDERWALL, S. B. Y J. A. MACMAHON (1984). Avian distribution pattern along a Sonoran Desert. *J. Arid Environments* 7: 59-64.
- WIENS, J.A. Y J. T. ROTENBERRY (1981). Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecol. Monogr.* 51: 21-41.
- WILLIAMSON, K. (1970). Bird and modern forestry. *Bird Study* 17: 167-176.
- WILLSON, M. F. (1974). Avian community organisation and habitat structure. *Ecology* 55: 1017-1029
- ZAMORA, R. (1988). Composición y estructura de las comunidades de Passeriformes de alta montaña en Sierra Nevada (sureste de España). *Ardeola* 35: 184-196.
- (1990). Nest-site selection of the Common Wheatear in high mountain areas of southeastern Spain. *Wilson Bull.* 102: 178-180.

Recibido, 12 diciembre 1996; aceptado, 11 julio 1997

## APENDICE

Valores medios para cada una de las variables de hábitat consideradas en este estudio. Para el significado de las variables ver material y métodos  
*Mean values of each variable of the habitat included in this study. See methods to identify the variables.*

VARIABLES	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Cobher	50,0	38,0	10,0	12,0	30,0	14,0	20,0	12,0	17,0	17,5	24,0	85,0	1,0
Cobarbumen	0,25	5,0	5,0	48,5	26,0	46,0	47,0	38,0	13,0	23,0	14,0	0,0	0,0
Cobarbumay	0,34	0,77	0,3	12,0	0,6	2,18	13,4	12,0	0,6	0,0	0,05	0,0	0,0
Cobarbo	12,0	12,0	19,0	8,0	0,0	0,34	1,0	23,0	41,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cobpedras	1,0	2,0	12,0	5,0	33,0	4,0	13,0	10,0	14,0	50,0	4,0	0,0	1,0
Alturaherb	90,0	20,0	19,0	22,0	24,0	24,0	30,0	22,0	21,0	15,0	30,0	90,0	20,0
Alturaarbu	54,0	65,0	69,0	98,0	49,0	57,0	105,0	95,0	70,0	30,0	35,0	0,0	0,0
Alturaarbor	10,4	5,0	5,2	5,0	0,0	4,0	5,0	4,4	12,6	0,0	0,0	0,0	0,0
Alturamax	10,4	6,7	5,4	4,7	1,0	2,15	4,2	8,9	13,4	0,95	1,0	0,9	0,3
Piesarbus	0,1	3,7	2,7	24,6	14,0	17,0	23,3	17,0	6,0	15,5	9,0	0,0	0,0
Piesarbor	0,86	4,2	7,0	5,0	0,0	0,2	3,0	51,0	29,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Pies8dbh	0,0	0,55	0,73	2,35	0,0	0,09	2,2	36,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pies816dbh	0,0	1,0	1,0	0,6	0,0	0,13	1,35	10,7	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pies1632dbh	0,0	1,0	3,55	4,0	0,0	0,0	0,25	1,0	19,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Pies3250dbh	0,32	0,41	1,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pies50dbh	0,55	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Esparbu	0,9	3,55	3,0	10,0	7,0	9,0	9,0	7,0	6,0	8,0	7,0	0,0	0,0
Esparbo	0,77	1,0	1,0	0,75	0,0	0,1	0,5	1,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Altitud	300	525	875	300	1000	750	850	1175	1050	1850	625	425	425
Divestrato	0,43	0,48	0,38	0,56	0,47	0,47	0,56	0,60	0,52	0,40	0,39	0,18	0,02

A: Dehesa cerealista; B: Dehesa ganadera; C: Olivar de sierra; D: Matorral de llanura; E: Tomillar; F: Jaral montano; G: Coscojar; H: Encinar; I: Pinar; J: Matorral altimontano; K: estepas semiáridas; L: campos cerealistas; M: Campos labrados.

# DISPERSIÓN DE SEMILLAS DE RETAMA (*RETAMA SPHAEROCARPA* (L.) BOISS.) POR EL CONEJO (*ORYCTOLAGUS CUNICULUS* L.) EN EL CENTRO DE ESPAÑA.

MARÍA CERVÁN CARMONA<sup>1</sup> Y FERNANDO PARDO NAVARRO<sup>2</sup>

<sup>1</sup>C/ Jorge Juan 66, 1º A, 28009 Madrid

<sup>2</sup>U.D. Anatomía, Fisiología y Genética. E.T.S.I Montes, U.P.M. 28040 Madrid.

## RESUMEN

Se estudia el número de semillas de retama (*Retama sphaerocarpa*) dispersadas por el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en tres tipos de vegetación de un área del centro de España. El número de semillas dispersadas se relacionó con la densidad de fecas y la distancia al retamar más cercano. Se observó una gran variabilidad en el número de semillas por letrina. Las semillas recolectadas de los excrementos del conejo mostraron un porcentaje de germinación mayor que las recogidas directamente de las plantas. Se discute las consecuencias de la dispersión de las semillas en la dinámica de los retamares de la zona.

*Palabras clave:* Conejo, dispersión de semillas, fecas, germinación, *Retama sphaerocarpa*,

## ABSTRACT

*Retama seed dispersal by rabbit in a locality at Central Spain.*

The number of seeds of Broom *Retama sphaerocarpa* dispersed by the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in three vegetation types of a locality at central Spain was studied. Dispersal was related with pellet density and distance to the nearest broom stand. A great variability was observed in the number of seed per latrine. The percent of germination was significantly higher in seeds from pellets than in seeds from plants. The effects of seed dispersal by rabbit on the vegetation dynamics of broom stands are discussed.

*Key words:* Germination, pellets, rabbit, *Retama sphaerocarpa*, seed dispersal,

## INTRODUCCIÓN

En los ecosistemas mediterráneos poco o ligeramente alterados los pájaros son los principales agentes dispersadores de semillas, que proceden en un gran porcentaje de frutos carnosos (Herrera 1995). Las formaciones pioneras de matorral, compuestas por cistáceas, labiadas, leguminosas, etc., poseen semillas que en general no son dispersadas por animales (Herrera 1987). Parece por tanto que hay un contraste entre la diseminación por agentes bió-

ticos, más común en los estados avanzados de la sucesión, y la diseminación abiótica frecuente en los estados pioneros (Guitián y Sánchez 1992). No obstante se ha comprobado que la dispersión de semillas por herbívoros puede tener lugar también en algunas especies leñosas de zonas semiáridas (Muñoz 1993, Hauser 1994), así como en pastizales mediterráneos (Russi et al. 1992, Malo et al. 1995).

El consumo de semillas va a menudo acompañado de otras partes de la planta, la cual puede quedarse muy debilitada, disminuir su producción de semillas en años posteriores e incluso morir (Crawley 1983). En este sentido se ha planteado la hipótesis de que en ciertos grupos vegetales, entre los cuales se encuentran las leguminosas, el follaje actúa como recurso que atrae a los dispersantes de las semillas; dentro de los animales que presentan este comportamiento se encuentran los ungulados y los roedores (Janzen 1982).

Las especies sobre las que versa este trabajo, la retama (*Retama sphaerocarpa* L.) y el conejo (*Oryctolagus cuniculus* L.), poseen un amplio área de distribución y son frecuentes en gran parte de los ecosistemas mediterráneos españoles. La retama se localiza en toda la Iberia mediterránea a excepción de las zonas montañosas demasiado húmedas y frías (López González 1982). El conejo es posiblemente el mamífero más extendido en toda la geografía peninsular, y su tamaño intermedio entre roedores y ungulados hacen de él un eslabón básico en las cadenas tróficas de muchos ecosistemas mediterráneos (Valverde 1967, Soriguer 1981).

#### ÁREA DE ESTUDIO

El lugar en el que se ha realizado el presente estudio se localiza en la finca El Espartal, Valdemoro (Madrid). Su altitud oscila entre 540 y 580 m sobre el nivel del mar. Se trata de una zona de pequeños cerros o colinas asentados sobre litofacies miocenas margosas y yesíferas, con un conjunto de valles y cárcavas de corta longitud que confluyen en un valle mayor correspondiente al Arroyo de la Cañada. El clima es de tipo mesomediterráneo seco (Rivas Martínez 1981). Los datos climáticos de la estación más cercana corresponden a Aranjuez (Madrid), a 15 kilómetros de la zona de estudio; su temperatura media anual es de 13,7 °C y su precipitación de 425 mm, con 45 mm en la época estival. La vegetación predominante es el tomillar o matorral gipsícola (*Gypsophila struthium*, *Thymus zygis*, *Thymus aranjuezii*, *Lepidium subulatum*, *Helianthemum squamatum*, *Centaurea hyssopifolia*). La retama se localiza preferentemente en las zonas de menor pendiente, aunque también existen individuos aislados entre los tomillares gipsícolas de las laderas (Figura 1). Entre las principales especies acompañantes del retamar se encuentran las leñosas *Salsola vermiculata*, *Artemisia herba-alba* y *Thymus zygis*, y la herbácea *Poa bulbosa*.

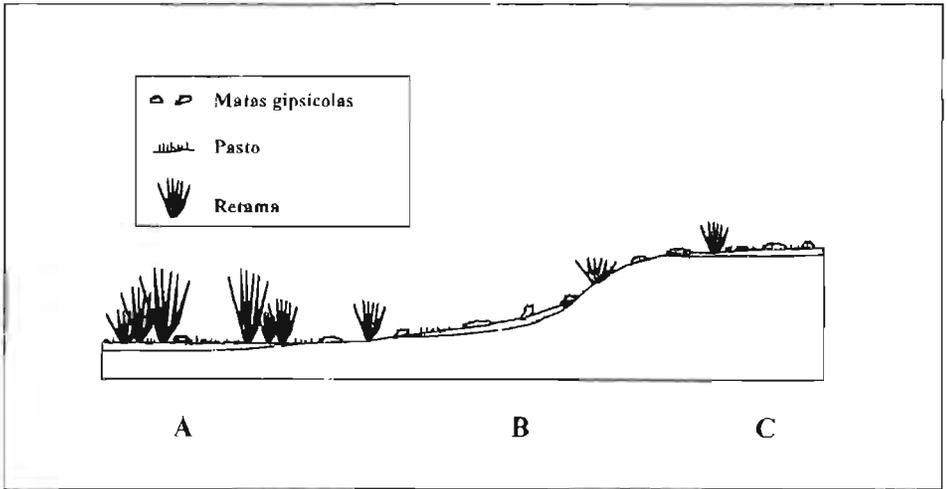


Figura 1. Zonas de presencia y actividad del conejo (ver texto): A) zona principal de pasto; B) localización de las madrigueras; C) zona secundaria de pasto.

*Areas of location and activity of rabbit (see text): A) main area of pasture; B) rabbit warrens; C) secondary area of pasture.*

La distribución de la vegetación se relaciona con la geomorfología del terreno pudiéndose establecer tres zonas (Figura 1):

A) Valle principal. Es la zona más húmeda y con mayor profundidad de suelo debido a los aportes aluviales del arroyo y a los coluviales de las laderas adyacentes. Aquí se localizan las manchas más importantes de retamar, pastizal y mezcla de ambos.

B) Laderas. Se pueden dividir a su vez en dos subzonas: 1) la parte alta con elevada pendiente y escaso suelo en la que aparece con frecuencia la roca de yeso desnuda; predomina el tomillar gipsícola de baja cobertura y apenas existe pasto; 2) la parte inferior posee más suelo debido a los aportes coluviales, permitiendo que la cobertura vegetal sea mayor. En ambas subzonas pueden aparecer retamas dispersas, aunque con muy baja frecuencia.

C) Cumbres de los cerros: La vegetación dominante es el matorral gipsícola y como en el caso anterior aparecen retamas ocasionalmente. Los suelos son menos profundos que en el valle principal pero más que en las laderas.

La actividad del conejo, deducida por la densidad de letrinas, los signos de ramoneo sobre las plantas y el escarbado del suelo en busca de raíces, se centra principalmente en las zonas bajas de pastizal (Figura 1, zona A). En las laderas el consumo de plantas es menor y muy selectivo y disminuye progresivamente hacia la parte superior. En las partes altas de estos cerros

(Figura 1, zona C) volvemos a observar una actividad de ramoneo y pastoreo mayores aunque no tan grandes como en los pastos bajos. Las conejeras se sitúan principalmente en las partes bajas de las laderas, lugares en los que el sustrato es más blando, y entre las grietas que aparecen en los yesos de las laderas.

### MATERIAL Y MÉTODOS

Los muestreos se realizaron durante el mes de septiembre de 1992 en tres comunidades diferentes: 1) Un retamar (zona A de la Figura 1) con una cobertura del 23,8 % y una altura media de 1,14 metros. 2) Un pastizal a unos 200 metros del retamar y, al igual que este, localizado en el valle principal (Figura 1). Su cobertura media es superior al 50 %. 3) Un tomillar o matorral gipsícola de cumbre de colina, a unos 150 metros del retamar (zona C, Figura 1). Su cobertura media es menor del 20 % y entre los arbustos existe pasto en manchas discontinuas.

En cada comunidad se delimitó una parcela cuadrada de 100 metros de lado en la que se estimó el número de letrinas por unidad de superficie utilizando como unidad de muestreo círculos de 5 metros de radio, en un total de 15 por comunidad, distribuidos al azar (el mayor porcentaje de las fecas del conejo se encuentra en las letrinas aunque también existen fecas dispersas que no fueron contabilizadas). En cada unidad de muestreo se contó el número de letrinas y se midieron sus radios mayor y menor para posteriormente calcular su superficie, igual a un círculo con radio equivalente al promedio de los dos radios medidos.

Se muestrearon completamente 5 letrinas de cada comunidad. Para ello, en primer lugar, se recogieron y contaron las fecas de la superficie, las cuales posteriormente se trituraron para obtener las semillas. Conocida la superficie de la letrina se calculó la densidad de semillas por unidad de superficie. Posteriormente se levantó el suelo bajo la letrina hasta una profundidad de un centímetro, recogándose y contándose las semillas presentes y calculando, como en el caso anterior, la densidad de semillas por unidad de superficie.

Para conocer el efecto del paso de las semillas por el tracto digestivo del conejo se pusieron a germinar semillas de retama recogidas en las fecas. Se tomaron cuatro muestras de 30 semillas cada una dispuestas en bandejas de perlita a una temperatura de 22 grados centígrados, en cámara de germinación y con un fotoperiodo de 16 horas de luz y 8 de oscuridad durante 45 días. Como control se tomaron, al mismo tiempo que se muestrearon las letrinas (septiembre de 1992), semillas que estaban aún dentro de las vainas de los racimos caídos en el suelo o presentes en las plantas, en igual número y muestras que en el caso anterior. Puesto que interesaba conocer el efecto de

la digestión por el conejo, se eliminaron, en ambas series de semillas, el escaso número de ellas (menos de un 5 %) que presentaban síntomas de estar atacadas por insectos.

La densidad y tamaño de las letrinas así como el número de semillas por metro cuadrado en las letrinas de las tres comunidades vegetales se compararon mediante el análisis de la varianza unifactorial; cuando el ANOVA resultó significativo se aplicó el test de comparación de medias de Tukey HSD, al 95 % de probabilidad (Sokal y Rohlf 1979). Los porcentajes de germinación de las semillas ingeridas y no ingeridas por el conejo se compararon también mediante el análisis de la varianza tras la transformación arco-seno de los datos (Sokal y Rohlf 1979).

## RESULTADOS

Algunas de las características de las letrinas resultaron diferentes entre las tres comunidades vegetales seleccionadas (Tabla 1). Así las de mayor tamaño fueron las presentes en el tomillar gipsícola siendo las diferencias con las otras dos comunidades estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ). No se observaron diferencias significativas en la densidad de letrinas por cada 100 m<sup>2</sup> ni en la acumulación de fecas por letrina, aunque sí en la cantidad de fecas por superficie de letrina (Tabla 1). La comunidad en la que hay mas acumulación de fecas por superficie es el pastizal con diferencias significativas respecto al matorral ( $p < 0,05$ ); el retamar, con valores intermedios, no mostró diferencias significativas con las otras dos comunidades.

TABLA 1.

Características de las letrinas de conejo en tres comunidades vegetales diferentes. Media y error estándar (entre paréntesis).

*Characteristics of rabbit latrine in three plant communities. Figures are means and standard errors (in parentheses).*

	Superficie (m <sup>2</sup> )	Densidad (Letrinas/100 m <sup>2</sup> )	Nº de fecas por letrina	Nº de fecas/m <sup>2</sup>
Retamar	0,72 (0,07) <sup>a</sup> 2	1,63 (0, 24)	1999,5 (419,2)	3912,3 (1384,5) <sup>ab</sup>
Tomillar	1,05 (0,10) <sup>b</sup>	1,16 (0,33)	3237,9 (914,3)	2835,3 (874,5) <sup>a</sup>
Pastizal	0,72 (0,08) <sup>a</sup>	1,64 (0,32)	3568,1 (606,0)	6351,2 (1109,1) <sup>b</sup>
F <sup>1</sup>	4,66*	0,99 <sup>ns</sup>	1,48 <sup>ns</sup>	2,49*

1) \*: ( $p < 0,05$ ); ns: no significativo.

2) En los casos en que el ANOVA resultó significativo, para cada columna, los valores seguidos de la misma letra indican que no existen diferencias significativas entre medias, según el test Tukey.

TABLA 2.

Número medio de semillas de retama por letrina, en tres comunidades vegetales diferentes.  
Error estándar entre paréntesis. CV: coeficiente de variación de la media.

*Mean number of retama seeds per latrine, in three plant communities. Figures are means and standard errors (in parentheses). CV: Coefficient of variation.*

	Nº medio de semillas por letrina		
	Superficie	Fondo	Total
Retamar	50,4 (17,6)	148,0 (28,3) <sup>a 2</sup>	198,4 (39,5)
CV	78,28	42,81	44,50
Tomillar	49,6 (15,9)	32,8 (19,1) <sup>b</sup>	82,4 (34,1)
CV	72,04	130,32	92,71
Pastizal	60,0 (17,1)	77,6 (19,0) <sup>a</sup>	137,6 (33,4)
CV	63,77	54,86	54,29
F <sup>1</sup>	0,11 <sup>ns</sup>	6,60 <sup>*</sup>	2,63 <sup>ns</sup>

1) Ver tabla 1.

2) Ver tabla 1.

El número medio de semillas en la superficie de la letrina y el número total de semillas por letrina no difirió significativamente entre comunidades (Tabla 2). Sí hubo diferencias estadísticamente significativas en el número de semillas enterradas bajo las letrinas; en este caso retamar y pastizal presentaron un mayor número que el tomillar. En cuanto al número de semillas por m<sup>2</sup> de letrina no se observaron diferencias en la superficie aunque si en las semillas presentes en el fondo y en el número total de semillas (Tabla 3). Así el retamar posee un número significativamente más alto de semillas totales y presentes en el fondo que el tomillar, mientras que el pastizal no difiere de ninguna de las dos comunidades anteriores.

En el tomillar hubo una gran diferencia entre muestras en cuanto al número de semillas en las letrinas, como se deduce del alto coeficiente de variación, CV, de la media. Así, si nos fijamos en el número total de semillas, el CV fue del 92 % para número de semillas por letrina (Tabla 2) y del 113 % para el número de semillas por m<sup>2</sup> de letrina (Tabla 3); mientras en el retamar y el pastizal los valores oscilaron entre el 44,5 y el 69,79 %.

Las semillas recogidas en las fecas presentaron un porcentaje medio de germinación a los 45 días de más del doble respecto a las recogidas directamente de la planta, 10,83 frente a 4,16 %, siendo los valores muy bajos en ambos casos (Figura 2). Las diferencias entre los dos tratamientos fueron estadísticamente significativas tras el análisis de la varianza (P < 0,05). En las muestras control el porcentaje máximo de germinación fue de 6,6 % y el

TABLA 3

Número medio de semillas de retama por unidad de superficie de letrina ( $m^2$ ), en tres comunidades vegetales diferentes. Error estándar entre paréntesis. CV: coeficiente de variación de la media.

*Mean number of retama seeds per latrine area ( $m^2$ ), in three plant communities. Figures are means and standard errors (in parentheses). CV: Coefficient of variation.*

	Nº medio de semillas por letrina		
	Superficie	Fondo	Total
Retamar	93,5 (34,2)	280,5 (69,3)a <sup>2</sup>	374,1 (97,2)a
CV	81,89	55,22	58,12
Tomillar	45,7 (18,5)	34,1 (22,0)b	79,8 (40,4)b
CV	90,72	144,41	113,17
Pastizal	115,3 (42,6)	138,9 (38,4)ab	254,2 (79,3)ab
CV	82,73	61,92	69,79
Valor F <sup>1</sup>	1,13 <sup>ns</sup>	6,77 <sup>*</sup>	3,77 <sup>*</sup>

1) Ver tabla 1.

2) Ver tabla 1.

mínimo de 3,3 %; en el caso de las semillas recogidas de las fecas los valores fueron de 16,6 y 10 %.

#### DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El mosaico de tipos de vegetación condiciona la actividad herbívora del conejo habiéndose comprobado además que la densidad de fecas es proporcional a la intensidad de ramoneo y pastoreo de este herbívoro (Wood 1988). En el presente estudio es el pastizal la comunidad que muestra mayores acumulaciones de fecas por unidad de superficie de letrina, siendo la densidad de letrinas y el número de fecas por letrina similar en los tres casos (Tabla 1). El bajo número de muestras así como su gran variabilidad pueden haber contribuido a que no se observaran diferencias significativas ni en la densidad ni en el número de fecas por letrina. Por otro lado si combinamos los datos de la Tabla 1, multiplicando la densidad de letrinas por su número medio de fecas, obtenemos el número medio de fecas por unidad de superficie, lo que nos da una idea de la magnitud de la defecación del conejo en los distintos tipos de vegetación; los valores son de 3,259; 3,755 y 5,851 fecas/100  $m^2$ , para retamar, tomillar y pastizal respectivamente.

La dispersión de la semilla de retama por el conejo modifica los patrones de distribución del banco de semillas. En ausencia de dispersión animal

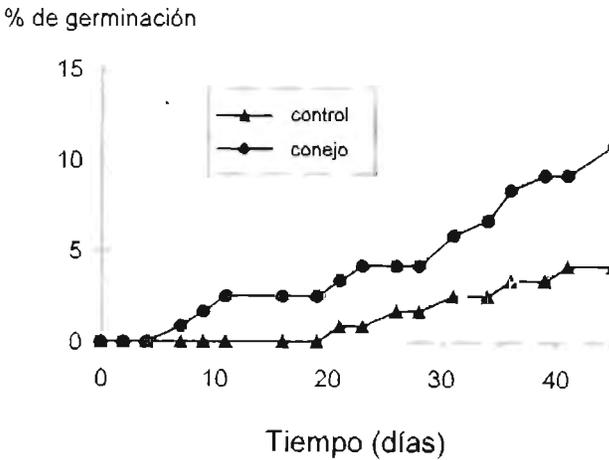


Figura 2. Porcentaje de germinación acumulada, a lo largo de 45 días, de semillas de retama recogidas de las fecas (Conejo) y recogidas directamente de la planta (Control). Las diferencias entre ambos tratamientos, en los porcentajes de germinación a los 45 días, fueron estadísticamente significativas tras el análisis de la varianza:  $F = 11,471$ ;  $p = 0,0147$ .

*Cumulative percent for seed germination, during 45 days, from faecal pellets (Conejo) and plants (Control)*

las semillas caen al suelo por gravedad, debido a su elevado peso (entre 2 y 3,5 gramos) y a la falta de mecanismos de autodispersión, quedando en las inmediaciones de la planta productora, de manera que se pasa de más de 1.500 semillas/m<sup>2</sup> bajo la planta a menos de 10 a cinco metros de esta (Cerván y Pardo en prensa). Gracias a la dispersión por el conejo aparecen grupos de semillas, en las letrinas, que pueden acercarse a las 400 semillas/m<sup>2</sup> (Tabla 3). Estos grupos son más grandes dentro de la formación que proporciona una mayor fuente de semillas (el retamar) y en la formación de pastizal (Tabla 3). De esta forma el banco de semillas pasa de estar constituido exclusivamente por un conjunto de grandes acumulaciones bajo las plantas adultas a tener también un número importante de grupos de semillas entre las matas dispersas de retama. Además la dispersión contribuye a crear lo que podríamos denominar avanzadillas de regeneración, es decir grupos de semillas en zonas adyacentes al retamar. La presencia de retamas dispersas en las zonas de tomillar (B y C de la Figura 1) también contribuirá a que existan semillas en las letrinas de estas comunidades.

La germinación de la semilla de retama se ve favorecida tras su paso por el tracto digestivo del conejo. No obstante, tras los 45 días que duraron las pruebas, los valores obtenidos fueron muy bajos (Figura 2). La diferencia entre tratamientos es lo suficiente alta como para pensar que aunque se hubiera extendido el seguimiento de la germinación durante un periodo más prolongado, no se alteraría el efecto señalado. Por otro lado al haberse realizado las pruebas en sustrato estéril, el aumento de la germinación observado, ha de ser debido fundamentalmente a la escarificación. Es probable que las sustancias nitrogenadas acumuladas en las letrinas favorezcan la germinación en condiciones de campo, como sucede en otras especies arbustivas de ámbito mediterráneo (Thanos y Rundel 1995). Catalán (1991) señala que con la escarificación artificial se consiguen porcentajes de germinación de más del 85 % a los 35 días, por lo que cabe pensar que el efecto escarificador del tracto digestivo del conejo es muy ligero considerando los bajos porcentajes de germinación observados. En este sentido se observaron algunas señales de los dientes del animal en la superficie de la semilla, aunque no se recogió ninguna semilla rota de las fecas. Esto contrasta con lo observado por Muñoz (1993) en gálbulos de sabina; este autor observó que en el 94 % de las fecas de conejo estudiadas existían restos de semillas. El que aparezcan las semillas enteras en nuestro caso ha de relacionarse con la gran dureza de la cubierta de las genístneas, cuya dormición de tipo mecánico es vencida por la escarificación (Bewley y Black 1982).

La teoría "fruit-foliage" propuesta por Janzen (1982) no parece en principio aplicable a la dispersión de la semilla de la retama por el conejo, sobre todo porque este último no consume apenas el follaje de esta planta, a diferencia de lo que ocurre con el pasto o con otros arbustos como *Lepidium subulatum* o *Thymus zygis*. El conejo consume las semillas de los racimos secos que caen al suelo probablemente al tiempo que consume el pasto abundante bajo las retamas. En este sentido juega un papel importante el efecto facilitador de la retama sobre las plantas que crecen bajo ella (Pugnaire et al. 1996). Por esta razón la atracción del follaje para consumir "accidentalmente" las semillas sería indirecta: el conejo se vería atraído por el follaje, no de la retama, sino de las plantas que crecen bajo esta.

Existen por tanto varios factores que condicionan las características del banco de semillas en relación con la dispersión. Por un lado está la distancia a un foco importante de semillas como es en nuestro caso el retamar. La densidad de semillas en las letrinas disminuye desde el retamar, con 374,1 semillas/m<sup>2</sup>, hasta zonas más alejadas como el tomillar, con 79,8 semillas/m<sup>2</sup> (Tabla 3). Un segundo factor a considerar es la actividad herbívora del conejo que es máxima en el pastizal, con mayores posibilidades de dispersión lo que origina la presencia de 254,2 semillas/m<sup>2</sup> en las letrinas, número más alto que en el tomillar. La facilitación de la germinación también condiciona las características del banco (Figura 2). Esto permite que la cantidad de

semillas susceptible de germinar sea mayor que en condiciones donde no existe dispersión endozoócora.

Los resultados obtenidos en este trabajo sugieren que la distribución de la retama en la zona no debe ser explicada únicamente por las diferencias en las condiciones físicas del terreno (humedad, topografía, litología, etc.), jugando también un papel importante las pautas de dispersión de las semillas por el conejo. Las poblaciones de estos son abundantes en todos los matorrales yesíferos de la región. Sin embargo las retamas poseen una distribución más desigual: pueden estar formando grandes manchas, como en la zona estudiada, constituir pequeños grupos de varias decenas de plantas o encontrarse como individuos aislados. Esta planta sólo puede colonizar nuevas áreas mediante la dispersión zoócora debido a las características de su semilla (peso relativamente alto y ausencia de medios autodispersadores). Pensamos que el conejo no desplaza la semilla a gran distancia ya que hemos observado semillas en letrinas que están, como máximo, a unos 500 metros de las retamas más cercanas. Tenemos constancia de la diseminación de la semilla de retama por la cabra y la oveja (las semillas aparecen, aunque con baja frecuencia, en los excrementos de estos animales). También es posible que la dispersión a larga distancia sea realizada por la liebre (*Lepus granatensis*), con un movimiento estacional entre hábitats muy amplio (De la Calzada y Martínez 1994), o por la grajilla (*Corvus monedula*) y la urraca (*Pica pica*), abundantes en la zona y con dieta muy diversa entre la que se encuentran las semillas duras como las de cereales o leguminosas cultivadas (Domínguez et al. 1977 y Soler et al. 1990). Las retamas que colonicen nuevos lugares, mediante una dispersión a larga distancia (del orden de varios kilómetros), se convierten en pocos años en una potencial fuente de semillas cuya dispersión endozoócora podrá ser realizada por el conejo aunque a corta distancia, lo que explicaría la distribución contagiosa que suele presentar esta planta.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer la colaboración prestada por Teresa Rodríguez, de la Unidad de Fisiología Vegetal de la Facultad de Biología (Universidad Complutense de Madrid), por las facilidades otorgadas en la realización de las pruebas de germinación y por su apoyo en la realización del trabajo, así como a Margarita Costa, de la Unidad de Botánica de la misma facultad, de quien también obtuvimos un valioso apoyo que nos impulsó a continuar con este trabajo. También queremos agradecer la ayuda prestada por Ana Cerván Carmona en el trabajo de campo.

#### BIBLIOGRAFÍA

BEWLEY, J.D. y M. BLACK (1982). *Physiology and biochemistry of seeds. Vol. 1: Development, Germination and growth*. Springer-Verlag, Berlin.

- CATALÁN, G. (1991). *Semillas de árboles y arbustos forestales*. Ed. MAPA-ICONA, Colección técnica, Madrid.
- CERVÁN, M. y F. PARDO (en prensa) Estudio del banco de semillas de *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss. *Studia Oecologica*
- CRAWLEY, M.J. (1983). *Herbivory. The dynamics of animal plant interactions*. Blackwell, Oxford.
- DE LA CALZADA, E. y F.J. MARTÍNEZ (1994). Requerimientos y selección de hábitat de la liebre mediterránea (*Lepus granatensis*, Rosenhauer, 1856) en un paisaje agrícola mesetario. *Ecología* 8: 381-394.
- DOMÍNGUEZ, L., C.R. VIGAL, E. LÁZARO, F. PALACIOS, y J. GÁRZÓN (1977). Alimentación de la urraca (*Pica pica* L.) en el centro de España. *I Reunión de Zoología de Vertebrados*, La Rábida (Huelva).
- GUIZIAN, J. y J.M. SÁNCHEZ (1992). Seed dispersal spectra of plant communities in the Iberian Peninsula. *Vegetatio* 98: 157-164.
- HAUSER, T.P. (1994). Germination, predation and dispersal of *Acacia albida* seeds. *Oikos* 71: 421-426.
- HERRERA, C. M. (1987). Biología reproductiva de algunas especies del matorral de Doñana. *Anal. Jard. Bot. Madrid* 44: 483-497.
- HERRERA, C.M. (1995). Plant-vertebrate seed dispersal systems in the Mediterranean: ecological, evolutionary and historical determinants. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 26: 705-727.
- JANZEN, D. H. (1982). Dispersal of small seeds by big herbivores: foliage is the fruit. *Amer. Nat.* 123: 338-353.
- LÓPEZ GONZÁLEZ, G. (1982). *Guía INCAFO de los árboles y arbustos de la Península Ibérica*. Ed. INCAFO, Madrid.
- MALO, J. E., B. JIMÉNEZ, y F. SUÁREZ (1995). Seed bank build-up in small disturbances in a Mediterranean pasture: the contribution of endozoochorous dispersal by rabbits. *Ecography* 18: 73-82.
- MUÑOZ, J. M. (1993). Consumo de gálbulos de sabinas (*Juniperus phoenicea* ssp *turbinata* Guss, 1891) y dispersión de semillas por el conejo (*Oryctolagus cuniculus* L.) en el parque nacional de Doñana. *Doñana, Acta Vertebrata* 20:49-58.
- PUGNAIRE, F. I., P. HAASE, y J. PUIGDEFÁBREGAS (1996). Facilitation between higher plant species in a semiarid environment. *Ecology* 77: 1420-1426.
- RIVAS MARTÍNEZ, S. (1981). Les étages bioclimatiques de la végétation de la Péninsule Iberique. Actas III congr. OPIMA. *Anal. Jar. Bot. Madrid* 37: 251-268. Madrid.
- RUSSI, L., P.S. COCKS y E.H. ROBERTS (1992): The fate of legume seeds eaten by sheep from a Mediterranean grassland. *J. App. Ecol.* 29: 772-778.
- SOKAL, R.R. y F.J. ROHLF (1979). *Biometría*. H. Blume, Madrid.
- SOLER, M., N. ALCALÁ y J.J. SOLER (1990). Alimentación de la grajilla (*Corvus monedula*) en tres zonas del sur de España. *Doñana, Acta Vertebrata* 17: 17-48.

- SORIGUER, R. (1981). Biología y dinámica de una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus* L.) en Andalucía Occidental. *Doñana, Acta Vertebrata*. Vol. 8-3, número especial: 1-379.
- THANOS, C. A. y P.W. RUNDEL (1995). Fire-followers in chaparral: nitrogenous compounds trigger seed germination. *J. Ecol.* 83:207-216.
- VALVERDE, J.A. (1967). *Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres*. Monografías de la Estación Biológica de Doñana, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.
- WOOD, D.H. (1988). Estimating rabbit density by counting dung pellets. *Aust. Wild. Res.* 15: 665-671.

Recibido, 7 enero 1997; aceptado, 21 julio 1997

# GUÍA PARA LA IDENTIFICACIÓN DE RESTOS ÓSEOS PERTENECIENTES A ALGUNOS PECES COMUNES EN LAS AGUAS CONTINENTALES DE LA PENÍNSULA IBÉRICA PARA EL ESTUDIO DE LA DIETA DE DEPREDADORES ICTIÓFAGOS

J. PRENDA<sup>1</sup>, D. FREITAS, M. SANTOS-REIS Y  
M. J. COLLARES-PEREIRA

*Departamento de Zoologia e Antropologia, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa  
Campo Grande C2, 1700 Lisboa  
Portugal*

*<sup>1</sup>Dirección actual: Departamento de Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de  
Córdoba, Avda. San Alberto Magno sn, Córdoba-14004  
España  
E-mail: ba3prmaj@uco.es*

## RESUMEN

En este trabajo se presenta la descripción de varias estructuras óseas que permiten la identificación de 15 especies de peces, pertenecientes a 7 familias, que son habituales en las aguas epicontinentales de la Península Ibérica. De esta forma es posible reconstruir la composición de la dieta de depredadores ictiófagos, especialmente a partir de excrementos, egagrópi-las y contenidos estomacales. Finalmente se comentan diferentes trabajos realizados en otras áreas geográficas o para otros grupos de organismos, útiles en la identificación de restos óseos.

*Palabras clave:* Descripción osteológica, identificación de especies, peces continentales, Península Ibérica.

## ABSTRACT

*A guide to the identification of bones remains belonging to common freshwater fish of the Iberian Peninsula to study the diet of fish predators*

In this work several diagnostic bones are described to identify 15 fish species, belonging to 7 families, usually found in the inland waters of the Iberian Peninsula. With these descriptions is possible to establish the diet of fish predators, specially after the analysis of their faeces, pellets and stomach contents. Finally, previous papers on the same topic but made in other geographical areas or with other taxonomic groups are discussed.

*Key words:* continental fishes, Iberian Peninsula, osteological description, species identification.

## INTRODUCCIÓN

La identificación de numerosas especies de peces es posible llevarla a cabo a partir de una serie de huesos diagnósticos (Roselló 1989, Prenda y Granado-Lorencio 1992a, b). Por esta razón, en la Península Ibérica, los huesos se han empleado con frecuencia en el estudio de la dieta de depredadores ictiofagos (Adrián y Delibes 1987) y de restos hallados en yacimientos arqueológicos y paleontológicos (Rojo 1987a, Doadrio y Casado 1989).

Existen varios trabajos publicados en diferentes áreas geográficas en los que se aborda la identificación de los peces a partir de diferentes estructuras óseas (p. ej. Libois et al. 1987b, Libois y Hallet-Libois 1988, Hansel et al. 1988, Conroy et al. 1993). Sin embargo, la información concerniente a la ictiofauna continental de la península Ibérica, rica en endemismos y por tanto en gran medida diferente de la de otras zonas, es muy escasa (ver Roselló 1986, Prenda y Granado-Lorencio 1992a, b).

El trabajo que aquí se presenta es una continuación de otros publicados anteriormente (Prenda y Granado-Lorencio 1992a, b) y en él se hace la descripción de diferentes estructuras óseas, principalmente del aparato bucal y vértebras, que permiten la identificación de varias especies de peces comunes en las aguas epicontinentales de la Península Ibérica. También se incluye una breve revisión sobre otros trabajos similares publicados en otros países que pueden complementar la información aportada con este artículo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los peces fueron capturados entre junio y diciembre de 1995 en diferentes ríos y embalses de la cuenca del río Tajo en Portugal. Para ello se empleó la pesca eléctrica y diferentes artes de enmalle y nasas. En total más de 1500 ejemplares, pertenecientes a 15 especies (Tabla 1), fueron medidos (longitud total: LT) y pesados (peso fresco total: PT) y una submuestra de entre 3 y 68 ejemplares, que abarcase el mayor rango de tallas posible, fue seleccionada para el análisis de diferentes estructuras óseas (Tabla 1). Los huesos (los dos en el caso de los pares) fueron extraídos tras la cocción del pez. En el caso de las vértebras se extrajeron las 6 primeras caudales. Se han tenido en cuenta éstas porque son las que presentan un menor rango de variación y porque por su morfología presentan una menor tendencia a deteriorarse que las torácicas y abdominales (Conroy et al. 1993).

Las descripciones y claves de identificación de los diferentes huesos se basaron en aquellas características que permitieron una mejor diferenciación interespecífica. En algunos casos se tuvieron en cuenta criterios basados en descripciones publicadas en otros trabajos (Libois et al. 1987b, Libois y Hallet-Libois 1988, Conroy et al. 1993).

TABLA I

Lista de especies estudiadas y estructuras óseas analizadas para cada especie. Las vértebras fueron descritas en todos los casos. Se incluye el número de individuos examinados y sus tallas mínima y máxima. PMAX: premaxilar, DEN: dentario, OPER: opérculo, BASO: basioccipital, MAX: maxilar, VOM: vómer, BASH: basihial, PAL: palatino, HF: 5<sup>o</sup> ceratohranquial, OPER: opérculo, POPE: preopérculo, PTE: pterigoides, SUB: suborbital.

*List of the fish species included in this work and bones analysed. The fish vertebrae were described for all the species. The number of individuals examined and the size range has been included. PMAX: premaxilla, DEN: dentary, OPER: opercle, BASO: basioccipital, MAX: maxilla, VOM: vomer, BASH: basihial, PAL: palatine, HF: 5<sup>th</sup> ceratobranchial, POPE: preopercle, PTE: pterigoides, SUB: suborbital*

especie	n	tallas mínima y máxima (mm)	estructuras óseas
<i>Anguilla anguilla</i>	7	189-392	PMAX, DEN, OPER, BASO
<i>Salmo trutta</i>	13	93-352	PMAX, MAX, DEN, VOM, BASH, PAL
<i>Barbus bocagei</i>	45	34-567	-
<i>Cyprinus carpio</i>	28	67-328	-
<i>Chondrostoma polylepis</i>	47	29-220	-
<i>Leuciscus pyrenaicus</i>	68	31-168	-
<i>Carassius auratus</i>	7	54-182	PMAX, MAX, DEN, HF
<i>Gobio gobio</i>	34	37-103	"
<i>Rutilus alburnoides</i>	35	31-92	"
<i>L. pyrenaicus</i> x <i>R. alburnoides</i>	28	51-119	"
<i>Cobitis paludica</i>	28	45-96	MAX, DEN, OPER, HF
<i>Gambusia holbrooki</i>	25	17-49	PMAX, MAX, DEN, POPE, PTE
<i>Liza ramada</i>	27	92-398	PMAX, MAX, DEN, SUB
<i>Micropterus salmoides</i>	3	202-265	PMAX, MAX, DEN, PTE, POPE, OPER
<i>Lepomis gibbosa</i>	15	37-64	"

Conviene señalar que la mayor parte de los dientes que portan las distintas estructuras óseas bucales, se pierden cuando los depredadores consumen y digieren a sus presas. Por tanto, es habitual que los restos óseos (maxilar y dentario) que dejan los depredadores ictiófagos aparezcan sin la mayor parte de los dientes. A pesar de ello a lo largo de esta guía nos referiremos al número de dientes, que en condiciones normales suelen poseer las distintas estructuras óseas, si bien en algunas figuras aparecen representados con algunos dientes menos, tal y como se pueden encontrar en los restos dejados por los depredadores que los han consumido.

Las especies consideradas en los trabajos que preceden a éste (*Barbus sclateri*, *Chondrostoma polylepis*, *Leuciscus pyrenaicus* y *Cyprinus carpio*) (Prenda y Granado-Lorencio 1992a, b) no han sido incluidas aquí, con la excepción de las vértebras, cuyo estudio no fue abordado anteriormente. Para la descripción de los huesos se ha seguido, principalmente, la nomenclatura utilizada por Roselló (1989). Para la localización y descripción anatómica detallada de los huesos estudiados se pueden consultar los trabajos de Roselló (1986, 1989), Rojo (1987b, 1988) y Bone et al. (1994).

Para la correcta identificación de los ejemplares a los que pertenecen los restos óseos puede ser muy útil tener presente la ictiofauna que potencialmente puede habitar en el área en la que se colectaron los restos (ver p. ej. Doadrio et al. 1991).

## RESULTADOS

a) Anguillidae: *Anguilla anguilla* (Fig. 1)

*Maxilar* (Fig. 1A): porta pequeños dientes caniniformes. La altura de la cresta etmoidea (a) es marcadamente inferior que la longitud del cuerpo (b). La porción caudal es muy estrecha, curvada y acabada en punta (c). La cresta maxilar es muy alargada y de poca altura (d).

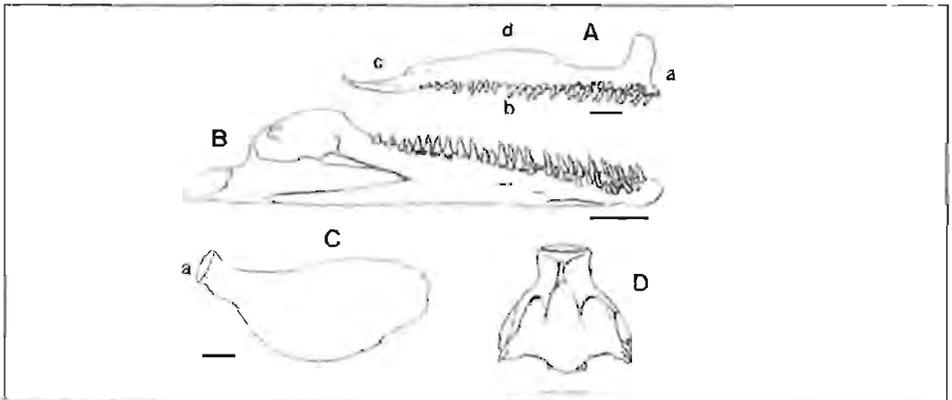


Figura 1. *Anguilla* (*A. anguilla*). A: maxilar (a: cresta etmoidea, b: cuerpo, c: porción caudal, d: cresta maxilar), B: dentario + articular, C: opérculo (a: fovea articular), D: basioccipital.

Escalas 1 mm.

*Eel* (*A. anguilla*). A: maxilla, B: dentary + articular, C: opercle, D: basioccipital. Scale bars 1 mm.

*Dentario* (Fig. 1B): porta numerosos dientes caniniformes, al igual que el maxilar. Presenta una línea lateral muy desarrollada, con unos 6 poros de gran diámetro, en relación a la altura del hueso. En la Fig. 1B se representa junto al articular.

*Opérculo* (Fig. 1C): presenta una fóvea articular (a) muy desarrollada, de la que parte el resto del opérculo ligeramente curvado, poseyendo el conjunto forma de raqueta.

*Basioccipital* (Fig. 1D): posee una fóvea que se articula con la primera vértebra. La cara inferior presenta tres concavidades y la superior tres tréculas.

#### b) Salmonidae: *Salmo trutta* (Fig. 2)

**PREMAXILAR** (Fig. 2A): apófisis posterior (a) muy grande que se halla aproximadamente sobre la mitad del hueso. Posee una única fila de 6-8 dientes caniniformes (largos, cónicos y curvados). En la figura aparecen representados solo 4.

**MAXILAR** (Fig. 2B): hueso aplanado sin apenas relieve en su superficie. La cabeza (a) carece de apófisis. Posee una única fila de dientes (normalmente 12-17).

**DENTARIO** (Fig. 2C): posee la forma típica triangular con una marcada incisura posterior interna (a) en la zona en la que se inserta el articular. Apófisis aborales (b) poco desarrolladas. Posee una única fila de 10-14 dientes muy puntiagudos, con sus extremos curvados. En la cara externa, sobre la línea lateral presenta un número variable de poros pequeños (entre 2 y 6).

**VÓMER** (Fig. 2D): hueso medio único situado en el cielo de la cavidad bucal, curvado en sentido antero-posterior. Porta entre 9 y 14 grandes dientes caniniformes en una sola fila, aunque en uno de los extremos suele haber un grupo en varias filas (a). La cara superior carece de relieve.

**BASIHIAL** (Fig. 2E): hueso medio único que forma el esqueleto de la lengua. Es más ancho y más corto que el vómer. Posee dos filas de dientes (normalmente 4-5 a cada lado) bastante grandes. La cara externa del hueso es cóncava.

**PALATINO** (Fig. 2F): hueso par, paralelo e interior al maxilar. Está formado por dos láminas óseas soldadas, una de las cuales porta una fila de dientes caniniformes (normalmente 12-14).

#### c) Cyprinidae

De las especies estudiadas, *Rutilus alburnoides* así como los híbridos de esta especie con *Leuciscus pyrenaicus*, son indiferenciables en lo que respecta al premaxilar, maxilar y dentario, por lo que se hará una sola descripción de estos huesos para ambos (ver Prenda y Granado-Lorencio 1992b, Fig. 5D).

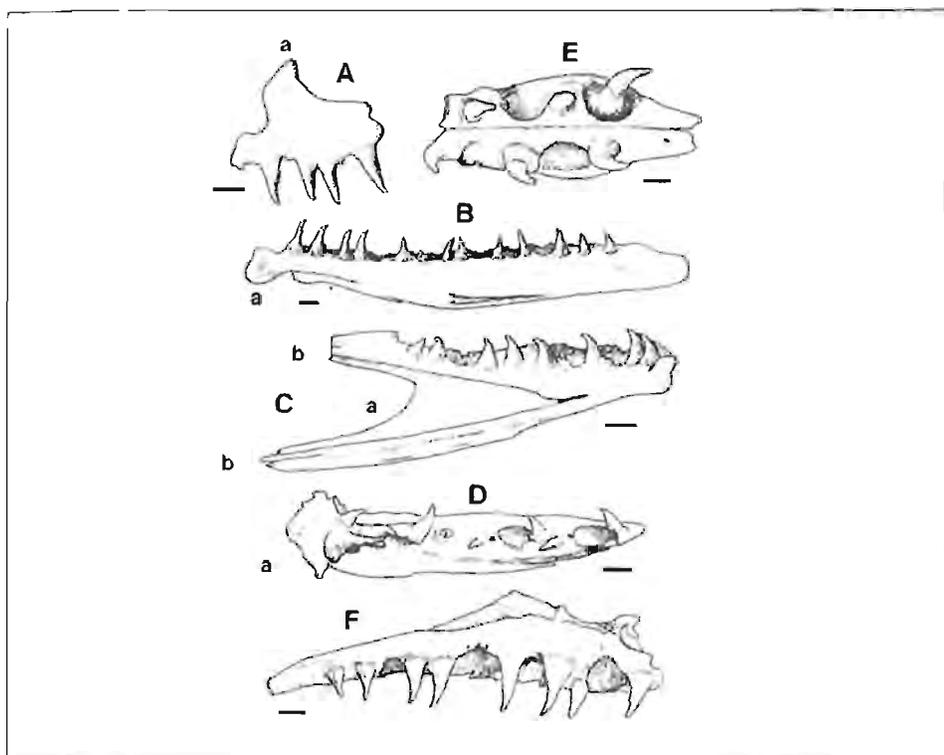


Figura 2. Trucha (*S. trutta*). A: premaxilar (a: apófisis posterior), B: maxilar (a: cabeza), C: dentario (a: incisura posterior interna, b: apófisis aborales), D: vómer (a: grupo de varias filas de dientes), E: basihial, F: palatino. Escalas 1 mm.

*Trout (S. trutta). A: premaxilla, B: maxilla, C: dentary, D: vomer, E: basihial, F: palatine. Scale bars 1 mm.*

Esta circunstancia no se da con el 5º ceratobranquial, que será descrito independientemente para *R. alburnoides* y para el híbrido antes citado.

#### PREMAXILAR (Fig. 3)

*Carassius auratus* (Fig. 3A): Muy parecido al de *Cyprinus carpio* (Prenda y Granado-Lorencio 1992b, Fig. 3B), aunque la superficie de inserción del ligamento (a) de la apófisis anterior no es tan patente como en esta última especie.

*Gobio gobio* (Fig. 3B): Superficie de inserción del ligamento de la apófisis anterior (a) no patente. El margen dorsal se eleva tras una inflexión, para

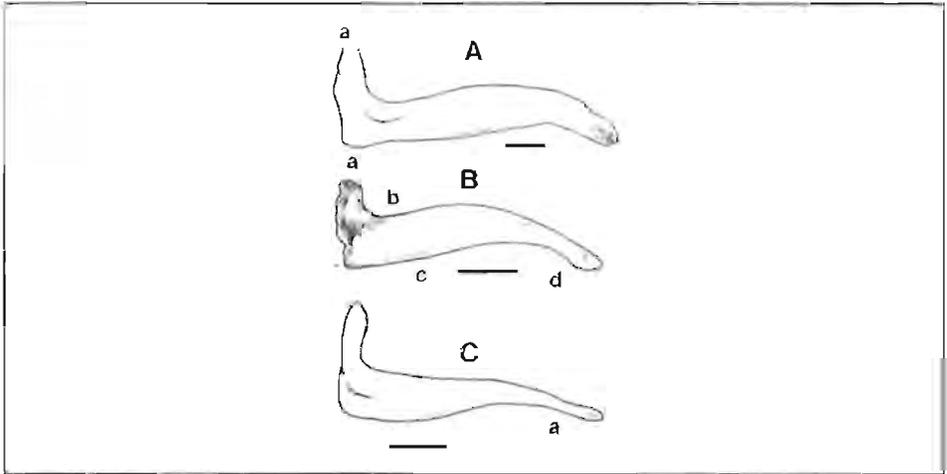


Figura 3. Premaxilar de algunos ciprínidos. A: carpín (*Carassius auratus*) (a: superficie de inserción del ligamento de la apófisis anterior), B: gobio (*Gobio gobio*) (a: superficie de inserción del ligamento de la apófisis anterior, b: apófisis ascendente, c: porción media del pedicelo, d: porción caudal del pedicelo), C: calandino (*Rutilus alburnoides*) e híbridos de cachuelo y calandino (*Leuciscus pyrenaicus* x *Rutilus alburnoides*) (a: porción caudal). Escalas 1 mm.

*Cyprinid premaxilla. A: goldfish (Carassius auratus), B: gudgeon (Gobio gobio), C: Iberian roach (Rutilus alburnoides) and Iberian chub x Iberian roach hybrids (Leuciscus pyrenaicus x Rutilus alburnoides). Scale bars 1 mm.*

luego ir decreciendo hasta la porción caudal. Apófisis ascendente (b) bastante corta y mucho más estrecha que la porción media del pedicelo (c). Este último es claramente más estrecho en su porción caudal (d) que en la porción media (c), por lo que se hace muy patente. Prácticamente indiferenciable de *Barbus bocagei* (Prenda y Granado-Lorencio 1992b, Fig. 3A).

*Rutilus alburnoides*, *Leuciscus pyrenaicus* x *Rutilus alburnoides* (Fig. 3C): Prácticamente indiferenciables entre ellos y del de *Leuciscus pyrenaicus* (Prenda y Granado-Lorencio 1992b, Fig. 3D). Suelen poseer el margen ventral bastante recto, ligeramente curvado en la porción caudal (a).

#### MAXILAR (Fig. 4)

*Carassius auratus* (Fig. 4A): El margen bucal tiende a ser bastante curvado. La cresta maxilar, a diferencia de *C. carpio* (Prenda y Granado-Lorencio 1992b, Fig. 4B), tiende a ser recta o a apuntar hacia delante (a). La apófisis interna (b) supera ampliamente el borde de la apófisis externa (c)

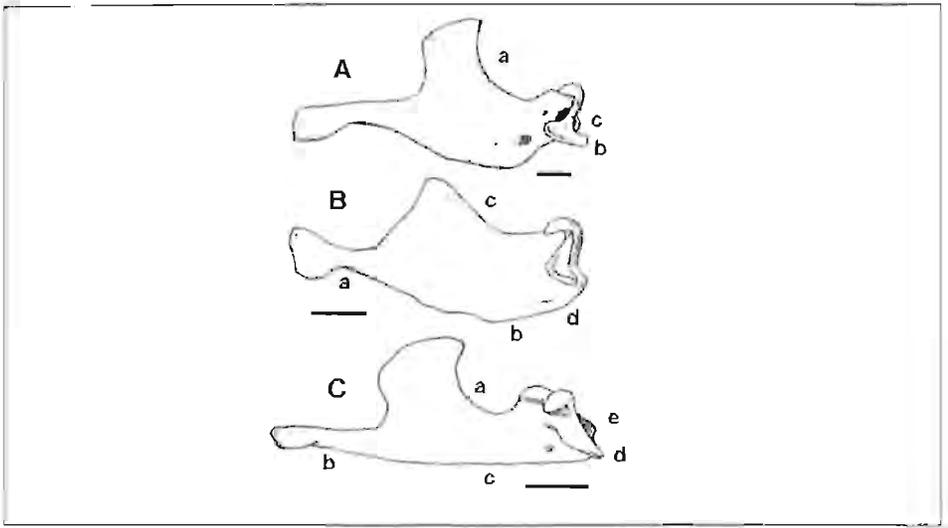


Figura 4. Maxilar de algunos ciprinídeos. A: carpín (*Carassius auratus*) (a: cresta maxilar, b: apófisis interna, c: apófisis externa), B: gobio (*Gobio gobio*) (a: pedúnculo de la porción caudal, b: cuello, c: cresta maxilar, d: foramen capital), C: calandino (*Rutilus alburnoides*) e híbridos de cachuelo y calandino (*Leuciscus pyrenaicus* x *Rutilus alburnoides*) (a: cresta maxilar, b: porción caudal, c: cuello, d: apófisis interna, e: apófisis externa). Escalas 1 mm.

*Cyprinid maxilla*. A: *goldfish* (*Carassius auratus*), B: *gudgeon* (*Gobio gobio*), C: *Iberian roach* (*Rutilus alburnoides*) and *Iberian chub* x *Iberian roach* hybrids (*Leuciscus pyrenaicus* x *Rutilus alburnoides*). Scale bars 1 mm.

*Gobio gobio* (Fig. 4B): Pedúnculo de la porción caudal (a) mucho menos alto que el cuello de la apófisis anterior (b). Margen bucal irregular, bastante curvado. Cresta maxilar (c) poco diferenciada, de forma prácticamente triangular. Foramen capital (d) en forma de hendidura más o menos marcada, pero que no atraviesa el hueso.

*Rutilus alburnoides*, *Leuciscus pyrenaicus* x *Rutilus alburnoides* (Fig. 4C): La cresta maxilar (a) apunta a la cabeza del hueso. La porción caudal (b) es aproximadamente la mitad de alta que el cuello (c). Esta diferencia tiende a ser menor en *L. pyrenaicus* (Prenda y Granado-Lorencio 1992b, Fig. 3D), y más marcada en *R. alburnoides*. El margen bucal es casi recto, presentando una leve inflexión hacia la porción caudal (b). La apófisis interna (d), muy alargada, sobrepasa a la apófisis externa (e) que tiende a ser puntiaguda.

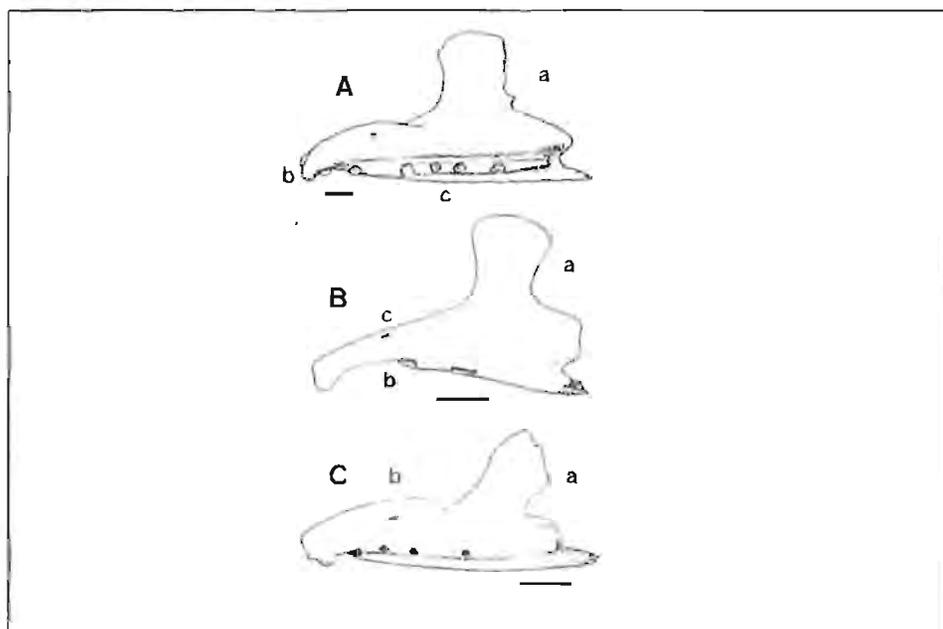


Figura 5. Dentario de algunos ciprínidos. A: carpín (*Carassius auratus*) (a: apófisis aboral superior, b: margen anterior, c: línea lateral con poros), B: gobio (*Gobio gobio*) (a: apófisis aboral superior, b: cuerpo próximo a la apófisis mentoniana, c: foramen mandibular), C: calandino (*Rutilus alburnoides*) e híbridos de cachuelo y calandino (*Leuciscus pyrenaicus* x *Rutilus alburnoides*) (a: apófisis aboral superior, b: foramen mandibular). Escalas 1 mm.

*Cyprinid dentary*. A: *goldfish* (*Carassius auratus*), B: *gudgeon* (*Gobio gobio*), C: *Iberian roach* (*Rutilus alburnoides*) and *Iberian chub* x *Iberian roach* hybrids (*Leuciscus pyrenaicus* x *Rutilus alburnoides*). Scale bars 1 mm.

## DENTARIO (Fig. 5)

*Carassius auratus* (Fig. 5A): La apófisis aboral superior (a) tiende a apuntar hacia el margen anterior (sinfisario) (b) del hueso. Línea lateral (c) con poros muy grandes y marcados. Especie prácticamente indiferenciable de *C. carpio*, (Prenda y Granado-Lorencio 1992b, Fig. 5B), según este hueso.

*Gobio gobio* (Fig. 5B): Apófisis aboral superior casi completamente recta (a), lo que lo diferencia de *B. bocagei* (Prenda y Granado-Lorencio 1992b, Fig. 5A), donde aparece inclinada hacia atrás. La altura del cuerpo del hueso próximo a la apófisis mentoniana (b) es considerablemente menor que la de la apófisis aboral superior. El foramen mandibular (c) suele estar por delante o sobre el primer poro de la línea lateral.

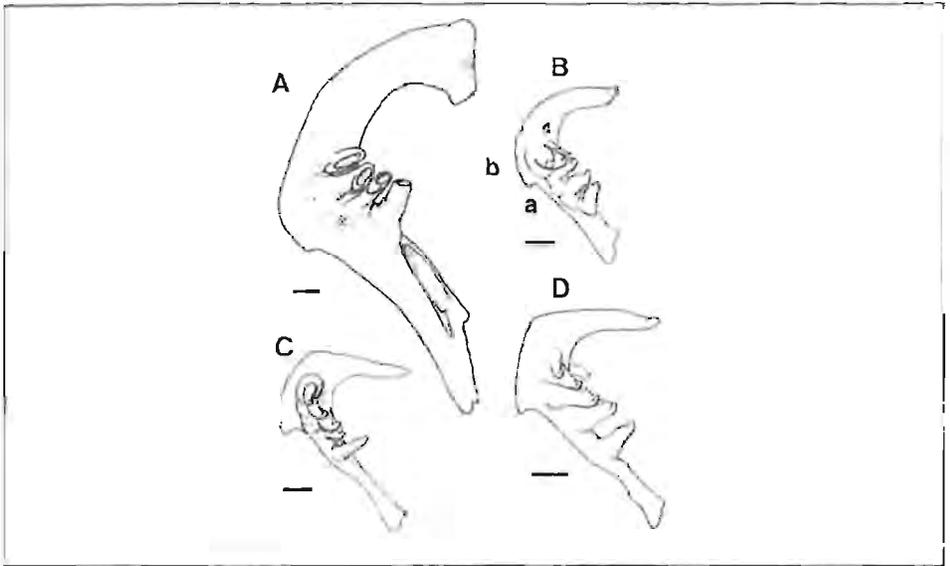


Figura 6. 5<sup>o</sup> ceratobranquial de algunos ciprinidos. A: carpín (*Carassius auratus*), B: gobio (*Gobio gobio*), C: calandino (*Rutilus alburnoides*) D: híbridos de cachuelo y calandino (*Leuciscus pyrenaicus* x *Rutilus alburnoides*). Escalas 1 mm.

*Cyprinid pharyngeal bone (5<sup>th</sup> ceratobranchial)*. A: goldfish (*Carassius auratus*), B: gudgeon (*Gobio gobio*), C: Iberian roach (*Rutilus alburnoides*) D: Iberian chub x Iberian roach hybrids (*Leuciscus pyrenaicus* x *Rutilus alburnoides*). Scale bars 1 mm.

*Rutilus alburnoides*, *Leuciscus pyrenaicus* x *Rutilus alburnoides* (Fig. 5C): No suelen presentar más de 5 poros en la línea lateral (normalmente presentan 4). Apófisis aboral superior inclinada hacia el margen posterior (articular) (a). El foramen mandibular (b) está siempre por detrás del primer poro de la línea lateral.

#### 5<sup>o</sup> CERATOBANQUIAL (Fig. 6)

*Carassius auratus* (Fig. 6A): Presenta una sola fila de dientes. Hueso bastante parecido al de *C. carpio* (Prenda y Granado-Lorencio 1992b, Fig. 6B). Fórmula dentaria más frecuente 4/4.

*Gobio gobio* (Fig. 6B): Dos filas de dientes, parecidos a los del barbo (Prenda y Granado-Lorencio 1992b, Fig. 6A). La hendidura entre la apófisis anterior y el borde posterior del hueso (a) no es muy marcada. El borde posterior suele presentar unas ondulaciones características (b). La rama superior es más corta y está más abierta que en *Leuciscus pyrenaicus*. La fórmula dentaria más frecuente es 5-3/3-5.

*Rutilus alburnoides* (Fig. 6C): Presenta una sola fila de dientes. El hueso y los dientes poseen una forma parecida a *Leuciscus pyrenaicus* (Prenda y Granado-Lorencio 1992b, Fig. 6D). La fórmula dentaria más frecuente es 5/5.

*Leuciscus pyrenaicus* x *Rutilus alburnoides* (Fig. 6D): Dos filas de dientes. Hueso prácticamente idéntico al de *Leuciscus pyrenaicus* y *Rutilus alburnoides* (Prenda y Granado-Lorencio 1992b, Fig. 6D). Fórmula dentaria 5-1/1-5.

Las diferentes especies de ciprinidos que aquí se incluyen, a partir de los diferentes huesos estudiados, pueden presentar algunas dificultades en su identificación. Para facilitar su clasificación se incluye la Tabla 2 que contiene la fórmula dentaria más frecuente de las especies consideradas en este trabajo, así como los valores mínimo y máximo de longitudes de cada uno de los cuatro huesos del aparato bucal analizados. De esta forma, un dentario, por ejemplo, de más de 8 mm difícilmente podrá pertenecer a *G. gobio*. Del mismo modo, un maxilar de más de 20 mm, necesariamente habrá de pertenecer a *B. bocagei*, a *C. carpio* o a *C. auratus* (Tabla 2).

TABLA 2

Fórmula dentaria más frecuente y valores mínimo y máximo potenciales de longitudes (mm) de los diferentes huesos estudiados en algunas especies de ciprinidos. HF: 5<sup>o</sup> ceratobranchial, DEN: dentario, MAX: maxilar, PMAX: premaxilar.

*Most frequent dental formula and length range (mm) of the different cyprinid bones studied in this work: HF: 5<sup>th</sup> ceratobranchial, DEN: dentary, MAX: maxilla, PMAX: premaxilla.*

especie	fórmula dentaria (un lado)	valores mínimos y máximos de longitudes (mm)			
		HF	DEN	MAX	PMAX
<i>Barbus bocagei</i>	4-3-2	3-45	2-32	1,2-38	1-33
<i>Carassius auratus</i>	4	2-38	1,7-28	1,6-24	1,7-20
<i>Cyprinus carpio</i>	3-2-1	2,4-46	2-30	2-28	2-23
<i>Chondrostoma polylepis</i>	6	2,8-19	2-14	2-15	1,5-14
<i>Gobio gobio</i>	5-3	2,5-6	2,5-7	2-6	1-6
<i>Leuciscus pyrenaicus</i>	5-2	3-17	1-16	1-12	1-15
<i>Rutilus alburnoides</i>	5	2-6,5	2-7	1-7	1-6
<i>Leuciscus pyrenaicus</i> x <i>Rutilus alburnoides</i>	5-1	3-9	2-9	1,5-9	1,5-7

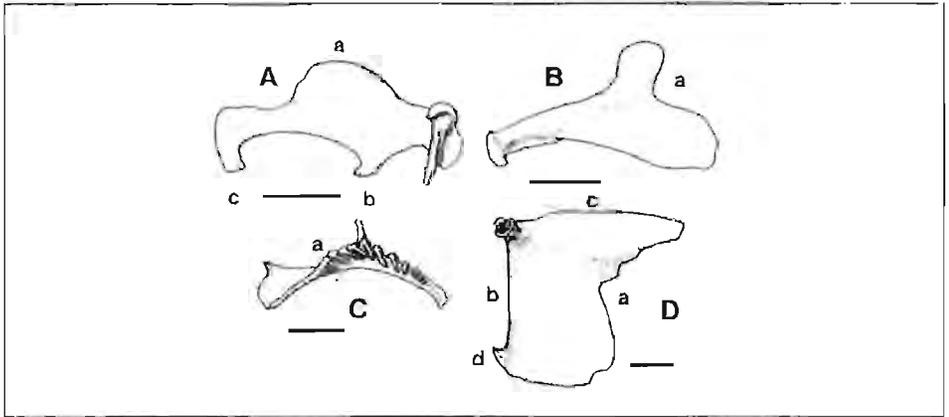


Figura 7. Colmilleja (*C. paludica*). A: maxilar (a: cresta maxilar, b: tubérculo de la apófisis externa, c: porción caudal), B: dentario (a: apófisis aboral superior), C: 5° ceratobranchial (a: apófisis), D: opérculo (a: incisura posterior, b: margen anterior, c: margen superior, d: prolongación en el ángulo inferior). Escalas 1 mm.

*loach* (*C. paludica*). A: maxilla, B: dentary, C: 5<sup>th</sup> ceratobranchial, D: opercle. Scale bars 1 mm.

d) Cobitidae: *Cobitis paludica* (Fig. 7)

**MAXILAR (Fig. 7A):** con cierto parecido al de ciprinidos. Cresta maxilar (a) poco diferenciada, de base ancha y escasa altura. El margen bucal presenta un tubérculo de la apófisis externa (b) con forma de gancho, muy característico. La porción caudal es pedunculada (c).

**DENTARIO (Fig. 7B):** parecido al de ciprinidos, sobre todo a los de *G. gobio* y *R. alburnoides* (Fig. 5B y 5C), aunque carece de poros en la línea lateral y de foramen y no presenta apenas relieve, ni en su cara lateral ni en la medial. La apófisis aboral superior (a) está situada aproximadamente en la mitad posterior del hueso.

**5° CERATOBANQUIAL (Fig. 7C):** hueso curvado, de morfología claramente diferente al de ciprinidos. Está provisto de un número variable (normalmente entre 9 y 21) de dientes caniniformes, dispuestos en una sola fila. En una de sus caras presenta dos apófisis (a) muy marcadas, opuestas a la fila de dientes finos.

**OPÉRCULO (Fig. 7D):** presenta una incisura muy marcada en el borde posterior (a). Los márgenes anterior (b) y superior (c) son casi rectos, si bien este último presenta una pequeña prolongación (d) en su ángulo inferior.

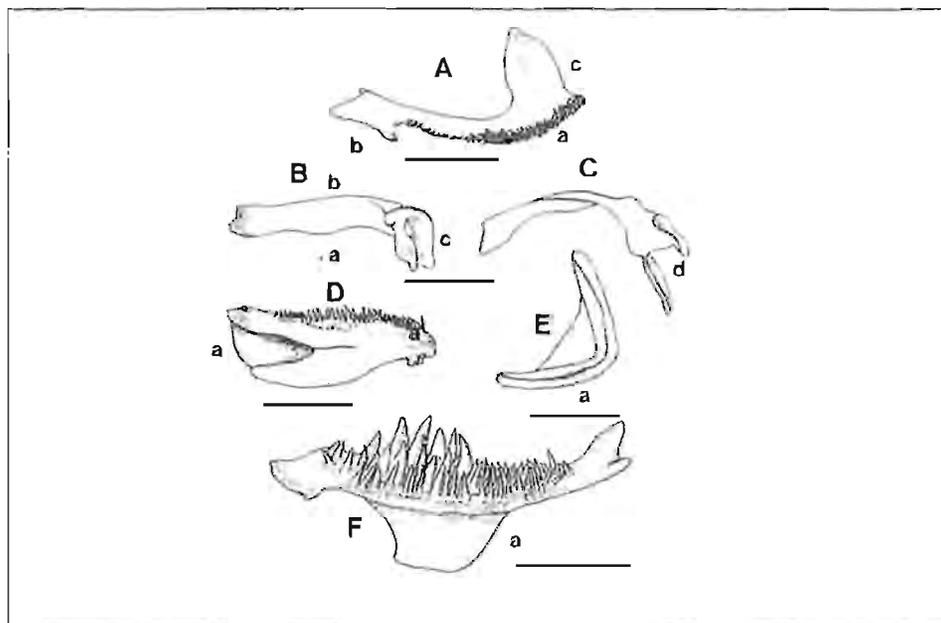


Figura 8. *Gambusia* (*G. holbrooki*). A: premaxilar (a: dientes, b: expansión trapezoidal, c: apófisis ascendente), B: maxilar: norma medial (a: margen bucal, b: margen palatino, c: apófisis externa), C: maxilar (d: apófisis interna), D: dentario (a: incisura posterior externa), E: preopérculo (a: crestas hiomandibular y del cuadrado), F: pterigoides (a: cresta laminar dorsal). Escalas 1 mm.

*Mosquitofish* (*G. holbrooki*). A: premaxilla, B: maxilla lateral view, C: maxilla superior view, D: dentary, E: preopercle, F: pterigoides. Scale bars 1 mm.

e) Poeciliidae: *Gambusia holbrooki* (Fig. 8)

PREMAXILAR (Fig. 8A): porta numerosos dientes caniniformes (a). Del margen ventral de la porción caudal parte una expansión (b) con forma de trapecio de tamaño similar al de la apófisis ascendente (c) [en la Fig. 8A no se aprecia esta relación de tamaños, por el efecto de la perspectiva, pues (b) es casi perpendicular a (c)].

MAXILAR (Fig. 8B y 8C): Sin dientes. Los márgenes bucal (a) y palatino (b) son ondulados y casi paralelos. Carece de cresta maxilar diferenciada. En la zona de la apófisis externa (c) presenta mayor altura que en el resto del hueso. Posee una apófisis interna muy desarrollada (d).

DENTARIO (Fig. 8D): Con numerosos dentículos caniniformes. Carece de incisura posterior externa (a). La línea lateral está parcialmente abierta, por lo que carece de poros.

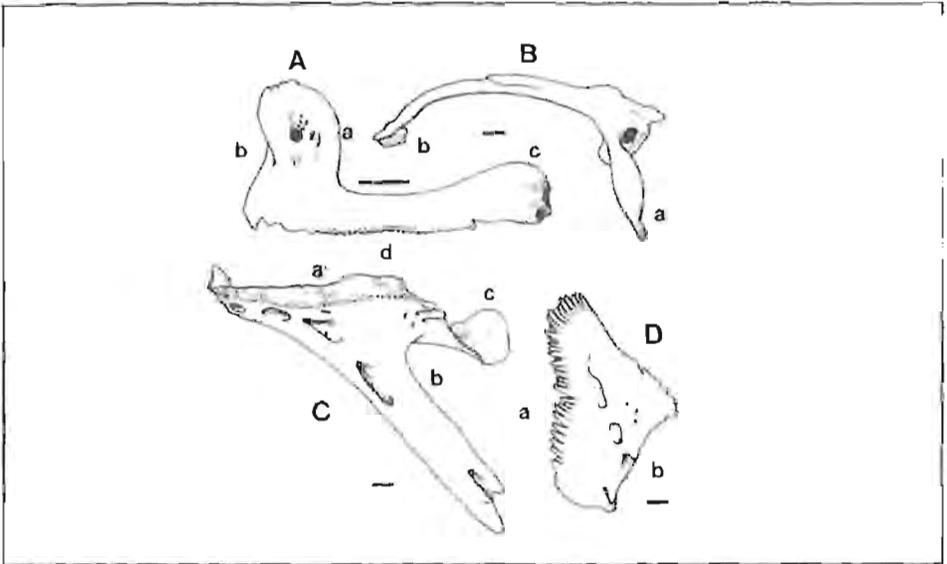


Figura 9. *Liza ramada*. A: premaxilar (a: apófisis ascendente, b: margen sinfisario, c: porción caudal, d: cuerpo), B: maxilar (a: apófisis interna, b: margen comisural), C: dentario (a: margen superior, b: incisura posterior, c: apófisis aboral superior), D: suborbital (a: margen aserrado, b: poros del canal sensorial infraorbitario). Escalas 1 mm.

*Mullets (L. ramada)*. A: *premaxilla*, B: *maxilla*, C: *dentary*, D: *suborbital*. Scale bars 1 mm.

PREOPERCULO (Fig. 8E): posee forma de triángulo rectángulo. Las crestas hiomandibular y del cuadrado (a) están fusionadas formando una lámina doblada sobre si misma, que da lugar a una especie de canalículo.

PTERIGOIDES (Fig. 8F): hueso par denticulado, situado entre el palatino y el cuadrado. En su porción dorsal presenta un saliente laminar característico (a)

f) Mugilidae: *Liza ramada* (Fig. 9)

PREMAXILAR (Fig. 9A): apófisis ascendente (a) bastante larga y ondulada, con poros, alguno de los cuales atraviesa el hueso. En el margen sinfisario presenta una concavidad (b). La porción caudal (c) es más alta que el cuerpo (d). El margen ventral presenta numerosos poros diminutos (d), donde se insertan los dientes; lo que confiere un aspecto esponjoso a esta zona del hueso.

MAXILAR (Fig. 9B): hueso muy estrecho, salvo en la cabeza, donde se localizan la apófisis interna (a) muy desarrollada. En la porción caudal, el margen comisural está bastante engrosado (b).

DENTARIO (Fig. 9C): en el margen superior presenta una lámina muy fina (a). La incisura posterior es muy profunda (b). La apófisis aboral superior es paralela al margen superior y presenta una expansión (c) casi perpendicular al plano del hueso. Posee varios poros, normalmente 4, de gran tamaño en la línea lateral.

SUBORBITAL (Fig. 9D): hueso dérmico situado en el margen inferior del ojo, que se extiende entre el maxilar y el premaxilar. Los márgenes anterior e inferior son aserrados (a). Porta parte del canal sensorial infraorbitario con varios poros sensoriales (normalmente 4) (b).

g) Centrarchidae: *Micropterus salmoides*, *Lepomis gibbosa* (Fig. 10)

PREMAXILAR (Fig. 10A, B): porta numerosos dientes caniniformes en su margen ventral. Presenta una apófisis articular muy desarrollada (Fig. 10A, a). En la zona media-posterior del margen dorsal destaca una apófisis posterior (Fig. 10A, b).

- 1. Apófisis ascendente corta y estrecha en relación al cuerpo y a la porción caudal (Fig. 10A, c). La apófisis articular se halla claramente separada de la apófisis anterior (Fig. 10A, a). La apófisis posterior bien diferenciada (Fig. 10A, b) ..... *M. salmoides*
- 1'. Apófisis ascendente de la misma longitud o más que la del cuerpo y la porción caudal (Fig. 10B, a). La apófisis articular está fusionada a lo largo de toda su longitud con la anterior (Fig. 10B, b). La apófisis posterior es mucho menor que la apófisis articular (Fig. 10B, c). ..... *L. gibbosa*

MAXILAR (Fig. 10C, D): carece de dientes y de cresta maxilar bien diferenciada.

- 1. Hueso bastante curvado. La porción caudal es plana (Fig. 10C, a) y más ancha que la cabeza del hueso (Fig. 10C, b). El hueso se estrecha mucho en el cuello, para luego ensancharse progresivamente hacia la porción caudal ..... *M. salmoides*
- 1'. Hueso menos curvado que el anterior. La cabeza es tan alta o más que el resto del hueso (Fig. 10D, a). La cresta maxilar (Fig. 10D, b) casi coincide con el margen comisural (Fig. 10D, c) ..... *L. gibbosa*

DENTARIO (Fig. 10E, F): Poseen dos apófisis aborales (inferior y superior) claramente diferenciadas y de longitud similar. Portan numerosos dientes.

- 1. Apófisis aboral superior recta (Fig. 10E, a). La apófisis aboral inferior contiene a la línea lateral con poros de tamaño medio-pequeño (Fig. 10E, b) ..... *M. salmoides*
- 1'. Apófisis aboral superior curvada hacia arriba (Fig. 10F, a). Ambas apófisis claramente más curvadas que las de *M. salmoides*. La apófisis infe-

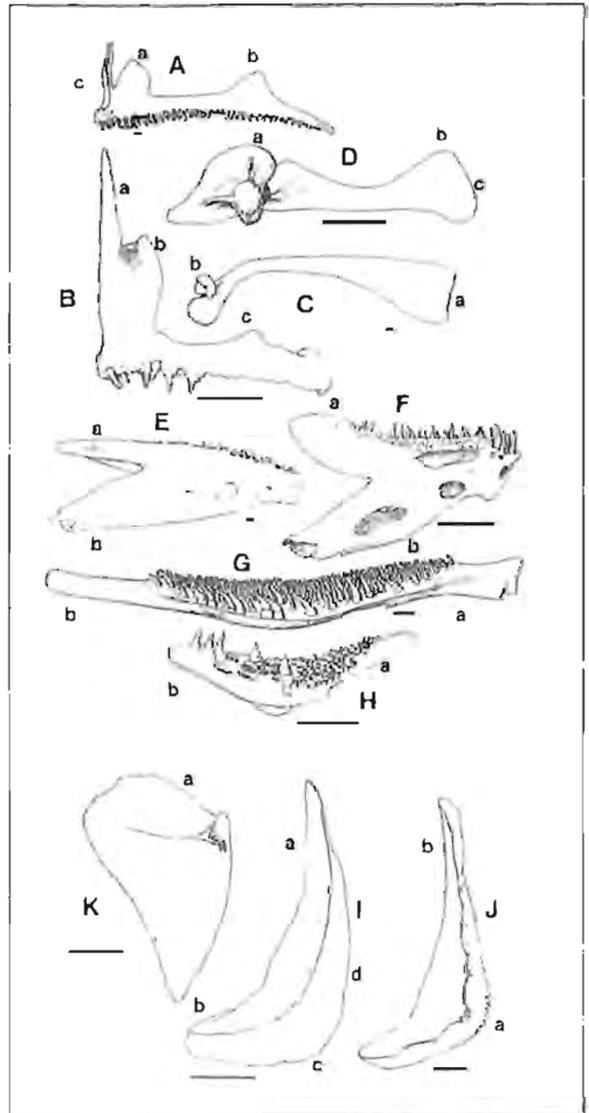


Figura 10. Black bass y pez sol (*M. salmoides* y *L. gibbosa*). A: premaxilar de black bass (a: apófisis articular, b: apófisis posterior, c: apófisis ascendente), B: premaxilar de pez sol (a: apófisis articular, b: apófisis posterior), C: maxilar de black bass (a: porción caudal, b: cabeza), D: maxilar de pez sol (a: cabeza, b: cresta maxilar, c: margen comisural), E: dentario de black bass (a: apófisis aboral superior, b: apófisis aboral inferior), F: dentario de pez sol (a: apófisis aboral superior, b: apófisis aboral inferior), G: pterigoides de black bass (a: porción anterior, b: porción posterior), H: pterigoides de pez sol (a: porción anterior, b: porción posterior), I: preopérculo de black bass (a: rama ascendente, b: rama horizontal, c: margen horizontal, d: pliegue), J: preopérculo de pez sol (a: rama ascendente, b: margen denticulado del codo), K: opérculo de black bass (a: espina opercular).

Escalas 1 mm, excepto las del opérculo y preopérculo del black bass que son 10 mm.

*Largemouth bass and sunfish* (*M. salmoides* and *L. gibbosa*). A: largemouth bass premaxilla, B: sunfish premaxilla, C: largemouth bass maxilla, D: sunfish maxilla, E: largemouth bass dentary, F: sunfish dentary, G: largemouth bass pterigoides, H: sunfish pterigoides, I: largemouth bass preopercle, J: sunfish preopercle, K: largemouth bass opercle. Scale bars 1 mm, except largemouth bass preopercle and opercle 10 mm.

rior posee la línea lateral con grandes poros, cuyo diámetro es de aproximadamente 1/3 de la anchura de la apófisis (Fig. 10F, b) .....*L. gibbosa*

PTERIGOIDES (Fig. 10G, H): parecido al de *G. holbrooki*, pero sin saliente laminar en su cara dorsal.

1. Posee dos extremos distales más o menos cilíndricos y una zona media ensanchada con la superficie superior plana y con numerosos dientes caniniformes de un tamaño semejante. El extremo anterior (Fig. 10G, a) es más ancho y corto que el posterior (Fig. 10G, b) .....*M. salmoides*
- 1'. Hueso curvado en su parte media, en sentido antero-posterior. Los dientes de la porción anterior son mucho menores (Fig. 10H, a) que los de la posterior (Fig. 10H, b) .....*L. gibbosa*

PREOPÉRCULO (Fig. 10I, J): la rama ascendente (Fig. 10I, a) es claramente más larga que la horizontal (Fig. 10I, b), formando ambas un ángulo próximo a los 90°.

1. Hueso con los márgenes lisos (Fig. 10I, c). Visto por su cara externa, los márgenes interno y externo del hueso originan un pliegue saliente (Fig. 10I, d) .....*M. salmoides*
- 1'. Margen entero, excepto en la porción externa del codo, que presenta denticulaciones (Fig. 10J, a). La rama ascendente (Fig. 10J, b) más larga y estrecha que en *M. salmoides* .....*L. gibbosa*

OPÉRCULO (Fig. 10K): está reforzado por una espina opercular característica (Fig. 10K, a) que no se encuentra en los otros grupos estudiados. Las dos especies son prácticamente indiferenciables según este hueso.

#### IDENTIFICACIÓN DE LAS VÉRTEBRAS (Fig. 11)

En este apartado se hará referencia principalmente a las vértebras caudales, especialmente a las más anteriores. Primero, porque muestran un menor rango de variación que las torácicas. En segundo lugar porque los procesos que aparecen fusionados en las caudales son menos propensos a romperse que los que en las torácicas, por lo que es más probable que aparezcan bien conservadas en los restos a estudiar (Conroy et al. 1993).

##### a) *A. anguilla* (Fig. 11A)

1. Espina neural (a) muy retrasada con respecto a la hemal (b). La primera se origina en el borde posterior, mientras que la segunda lo hace en el anterior, partiendo de una amplia base en la que destacan las prezigoapófisis ventrales (c).

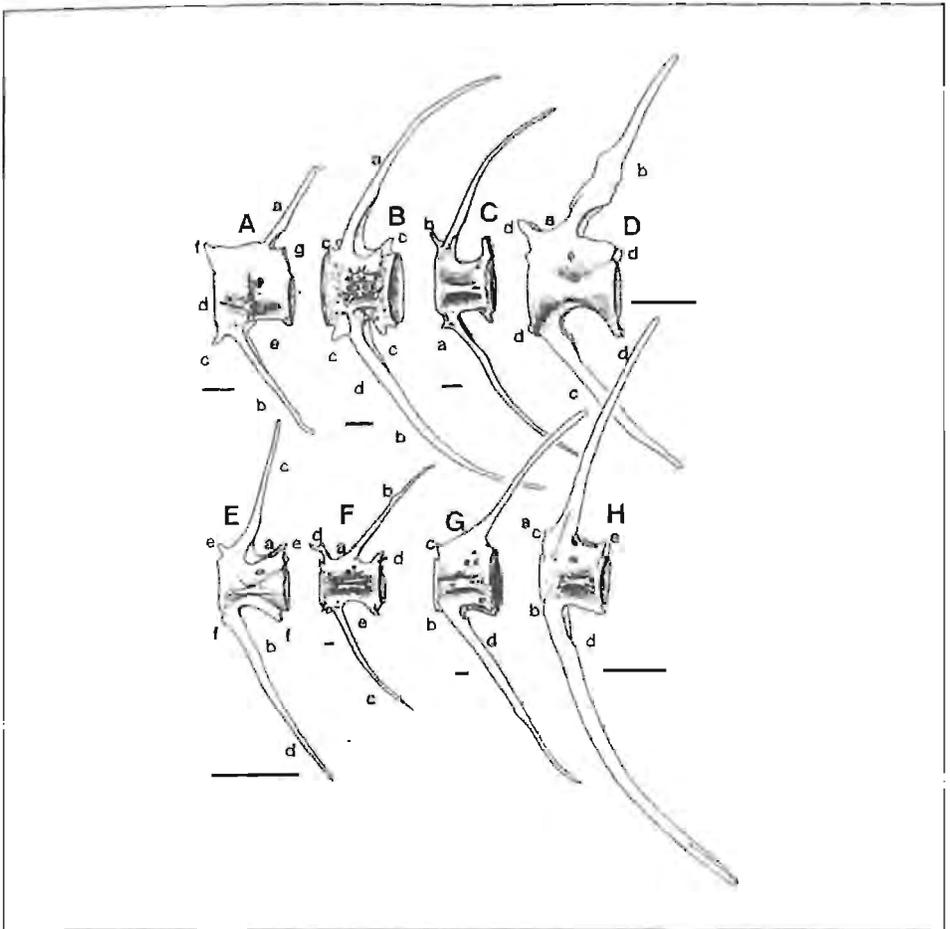


Figura 11. Vértabras caudales. A: anguila (*A. anguilla*) (a: espina neural, b: espina hemal, c: apófisis ventrales, d: tiras lamelares del centrum, e: celdillas del centrum, f: prezigopófisis dorsales, g: postzigopófisis dorsales), B: trucha común (*S. trutta*) (a: espina neural, b: espina hemal, c: zigoapófisis, d: celdillas del centrum), C: carpa común (*C. carpio*) (a: prezigopófisis ventrales, b: cinta lamelar del centrum), D: colmilleja (*C. paludica*) (a: foramen neural, b: espina neural, c: espina hemal, d: zigoapófisis), E: gambusia (*G. holbrooki*) (a: foramen neural, b: cinta lamelar, c: espina neural, d: espina hemal, f: zigoapófisis ventrales), F: lisa (*L. ramada*) (a: foramen neural, b: espina neural, c: espina hemal, d: zigoapófisis dorsal, e: cinta lamelar), G: black bass (*M. salmoides*) (a: foramen neural, b: prezigopófisis ventral, c: prezigopófisis dorsal, d: cinta lamelar), H: pez sol (*L. gibbosa*) (a: foramen neural, b: prezigopófisis ventral, c: prezigopófisis dorsal, d: cinta lamelar, e: espina neural). Escalas 1 mm.

*Caudal vertebrae. A: eel (A. anguilla), B: trout (S. trutta), C: common carp (C. carpio), D: loach (C. paludica), E: mosquitofish (G. holbrooki), F: mullets (L. ramada), G: largemouth bass (M. salmoides), H: sunfish (L. gibbosa). Scale bars 1 mm.*

2. Las tiras lamelares (d) del centrum son gruesas y un tanto desordenadas, dando origen a unas 4 o 5 celdillas (e) de diversa forma.
3. Las caras del centrum son muy cóncavas.
4. Presentan foramen neural.
5. Las prezigoapófisis dorsales (f) son cortas y redondeadas pero apreciables. Las postzigoapófisis (g), por el contrario son poco detectables.
6. Las parapófisis de las vértebras torácicas son anchas y aplanadas.

b) *S. trutta* (Fig. 11B)

1. Las espinas neural (a) y hemal (b) son muy finas y muy curvadas hacia atrás. Ambas están situadas en la parte media-anterior del centrum.
2. Las 4 zigoapófisis (c) son cortas pero conspicuas.
3. No presentan tiras lamelares distintas, sino una maraña de tabiques (d) que originan numerosas celdillas, lo que le da un aspecto esponjoso al centrum. Esto último es menos evidente en los ejemplares pequeños.
4. Carecen de foramen neural.

c) Cyprinidae: *C. carpio* (Fig. 11C)

Las vértebras de las especies de ciprínidos aquí tratadas son bastante parecidas y normalmente muy difíciles de distinguir. Por ello se representa en la Fig. 11C la vértebra de una carpa (*C. carpio*). Para el resto de las especies solo se añaden algunos comentarios que podrían servir para su identificación.

*C. carpio*

1. Espinas de longitud similar situadas claramente en la parte anterior del hueso.
2. Las zigoapófisis son conspicuas, especialmente las dorsales. Las zigoapófisis ventrales anteriores (a) tienden a ser netamente más cortas.
3. El centrum es estrecho en su porción media, posee una superficie lisa, con pocos poros y presenta una única cinta lamelar (b) muy bien desarrollada.
4. Carecen de foramen neural

*B. bocagei*

1. Muy parecida a *C. carpio*.
2. Normalmente, en las zigoapófisis, a veces en las dorsales, otras en las ventrales, es posible distinguir una 2ª prolongación característica. Esta última, en el caso de los ejemplares mayores, se va haciendo más redondeada.

*Ch. polylepis*

1. Al igual que *B. bocagei* también presenta unas prolongaciones características, sobre todo en la zigoapófisis posterior dorsal. No obstante, estas son más aplanadas que en la especie anterior y no forman un saliente tan claro. Además la cinta lamelar del centrum no presenta estrías.

2. El centrum es muy liso. Los ejemplares pequeños poseen un "pseudoforamen neural, lo que origina una prolongación característica por detrás de la base de la espina neural

*L. pyrenaicus*

1. Son prácticamente indiferenciables de las de *C. polylepis*, si bien los ejemplares pequeños carecen de la prolongación de la postzigoapófisis dorsal. La prezigoapófisis ventral prácticamente no existe y la dorsal está escasamente desarrollada, todo lo contrario de las postzigoapófisis que presentan un notable desarrollo.

*C. auratus*

1. Es prácticamente indiferenciable de *C. carpio*.

*G. gobio*

1. Muy parecido a los tres taxa anteriores, pero sin foramen neural, aunque suelen poseer la muesca del pseudoforamen y la postzigoapófisis ventral posee menos desarrollo que en los casos anteriores.

*R. alburnoides*

1. A diferencia de las 4 especies anteriores posee foramen neural claramente visible. Las postzigoapófisis ventrales están muy desarrolladas. Al igual que *Ch. polylepis* el centrum es muy liso y presentan una cinta lamelar muy poco desarrollada.

*L. pyrenaicus* x *R. alburnoides*

1. Suelen poseer foramen o "pseudoforamen" neural.

2. Poseen prezigoapófisis ventral más o menos desarrollada.

3. Por lo demás muy parecido (normalmente indiferenciable) a *Rutilus alburnoides*.

d) Cobitidae: *C. paludica* (Fig. 11D)

## DISCUSIÓN

Para una correcta identificación de los ejemplares, este trabajo ha de ser complementado con el de Prenda y Granado-Lorencio (1992b). Entre ambos es posible llegar a identificar restos de 15 especies de peces localizados en una gran parte de la Península Ibérica. Sin embargo, es necesario tener en cuenta que existe una cierta variabilidad interpoblacional en algunos de los caracteres diagnóstico considerados, tanto en el trabajo que aquí se presenta, como en el anteriormente citado. Por tanto, es posible que algunas de las descripciones recogidas en cualesquiera de estos trabajos no coincida exactamente con el material que se esté examinando. No obstante, el uso de varios huesos alternativos por especie, como los propuestos aquí, reduce considerablemente la probabilidad de error en las identificaciones. En diferentes tests realizados a personas no relacionadas directamente con este trabajo, ni siquiera con la osteología de peces, se puso de manifiesto que el número de identificaciones correctas fue muy elevado, normalmente por encima del 90% (J. Prenda, datos sin publicar).

*Revisión de otros trabajos publicados para identificar restos de peces*

Descripciones detalladas de restos óseos de varias especies de peces, así como de aves y mamíferos se pueden encontrar en diferentes trabajos, algunos de los cuales incluyen regresiones entre las longitudes de los huesos y la talla de las presas (Mann y Beaumont 1980, Libois et al. 1987a, b, Libois y Hallet-Libois 1988, Hansel et al. 1988, Prenda y Granado-Lorencio 1992a). En la Tabla 3 se presenta una lista de algunos trabajos que pueden ser útiles a la hora de analizar la dieta de depredadores ictiófagos, y que complementa los resultados aportados por este estudio.

Algunos autores han utilizado escamas en vez de restos óseos, sobre todo para identificar los ejemplares ingeridos. Las escamas constituyen el elemento más frecuente hallado, tanto en excrementos como en contenidos estomacales de depredadores ictiófagos. Sin embargo, debido a su variabilidad intraindividual y a su similitud interespecífica pueden resultar poco útiles a la hora de estimar la talla de los peces y de identificarlos con un cierto grado de precisión. No obstante los trabajos de Garman (1982), Baglinière y Le Louarn (1987) y Elvira (1988) contienen descripciones y claves de identificación, que al menos permiten la identificación de los peces a nivel de familia y en ocasiones a nivel específico.

Para distinguir y estimar la talla de salmones (*Salmo salar*) y truchas (*Salmo trutta*), especies que coexisten en diferentes cursos de agua del norte peninsular, puede ser de gran ayuda el trabajo de Feltham y Marquiss (1989). Por otro lado, Wise (1980) también emplea vértebras en su trabajo, pero solo para estimar la talla de varias especies de peces y no para su iden-

TABLA 3

Trabajos que contienen información para la identificación y reconstrucción del tamaño de peces que pueden ser consumidos por depredadores ictiófagos de la península ibérica.

*Papers dealing with bone descriptions that allow the identification and/or estimation of fish size, belonging to fish species that can be consumed by predators in the Iberian Peninsula.*

referencia	especies
Mann y Beaumont (1980)*	<i>Leuciscus sp</i> , <i>Gobio gobio</i> , <i>Phoxinus phoxinus</i> , <i>Rutilus sp</i> , <i>Salmo trutta</i> , <i>S. salar</i> , <i>Esox. lucius</i> , <i>Cottus gobio</i> , <i>Barbatula barbatula</i>
Webb (1980)	<i>A. anguilla</i> , <i>B. barbatula</i> , <i>C. gobio</i> , <i>Rutilus sp</i> , <i>E. lucius</i> , <i>Gasterosteus aculeatus</i> , <i>S. trutta</i> , <i>Rana sp.</i>
Wise (1980)*	<i>Rutilus sp</i> , <i>S. trutta</i> , <i>E. lucius</i> , <i>A. anguilla</i>
Libois et al. (1987b)*	<i>A. anguilla</i> , <i>G. aculeatus</i> , <i>Gambusia sp</i> , <i>M. salmoides</i> , <i>L. gibbosa</i> , <i>C. gobio</i>
Libois et al. (1987a)*	<i>Ph. phoxinus</i>
Hansel et al. (1988)*	<i>Alosa sp</i> , <i>Oncorhynchus mykiss</i> , <i>C. carpio</i> , <i>Ictalurus spp</i> , <i>Lepomis spp</i> , <i>Micropterus spp</i> , <i>Cottus sp</i>
Libois y Hallet-Libois (1988)*	<i>Barbus sp</i> , <i>C. carassius</i> , <i>Chondrostoma sp</i> , <i>C. carpio</i> , <i>Gobio gobio</i> , <i>Leuciscus sp</i> , <i>Ph. phoxinus</i> , <i>Rutilus sp</i> , <i>Scardinius erythrophthalmus</i> , <i>Tinca tinca</i> , <i>Cobitis sp</i> , <i>B. barbatula</i> , <i>Ictalurus melas</i> , <i>Silurus glanis</i>
Feltham y Marquiss (1989)*	<i>S. trutta</i> , <i>S. salar</i>
Mehner (1990)*	peces marinos (6 especies), <i>E. lucius</i> , <i>Rutilus sp</i> , <i>G. aculeatus</i>
Conroy et al (1993)*	peces costeros (16 familias), <i>A. anguilla</i> , <i>S. salar</i> , <i>S. trutta</i> , <i>E. lucius</i> , <i>Ph. phoxinus</i> , <i>B. barbatula</i> , <i>C. gobio</i>

\* contiene rectas de regresión entre el tamaño del hueso y la talla del pez

tificación. En Mehner (1990), por el contrario, es posible encontrar, tanto la descripción de las vértebras, como las rectas de regresión tamaño de la vértebra-talla del pez.

Para facilitar la identificación de varias de las especies de barbos peninsulares se pueden seguir las descripciones que aparecen recogidas en Rojo (1987b), Doadrio (1988) y Encina y Granado-Lorencio (1989).

En ocasiones, los mamíferos cuya dieta está más o menos basada en los peces, consumen presas de origen terrestre que pueden representar una fracción significativa de la biomasa ingerida por estos depredadores. Sería el caso de la nutria (*Lutra lutra*) y en mayor medida del visón (*Mustela vison*). Para la identificación de este tipo de presas se puede seguir el trabajo de Day (1966).

Webb (1980) y Conroy et al. (1993) incluyen una descripción del método de análisis de excrementos de nutria. En el trabajo de Webb (1980), además se incluye la descripción de otros restos óseos, procedentes de presas que no son peces, especialmente anfibios.

#### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado gracias a un convenio entre Electricidade de Portugal y el Departamento de Zoología e Antropología de la Facultad de Ciências, de la Universidad de Lisboa. Los autores desean expresar su agradecimiento al Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICN) de Portugal, por las facilidades prestadas para la realización de los muestreos de peces. I. Doadrio y un evaluador anónimo hicieron valiosas sugerencias y comentarios sobre una primera versión del manuscrito. Para la realización de este trabajo J. Prenda disfrutó de una beca postdoctoral Fleming concedida por el Ministerio de Educación y Ciencia (España) y el British Council (Gran Bretaña).

#### BIBLIOGRAFÍA

- ADRIAN, I. Y M. DELIBES (1987). Food habits of the otter (*Lutra lutra*) in two habitats of the Doñana National Park, SW Spain. *J. Zool. (Lond.)* 212: 399-406.
- BAGLINIERE, J. L. Y H. LE LOUARN (1987). Caractéristiques scalimétriques des principales espèces de poissons d'eau douce de France. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 306: 1-39.
- BONE, Q., N. B. MARSHALL Y J. H. BLAXTER (1994). *Biology of fishes*. Saunders Pub., London.
- CONROY, J. W. H., J. WATT, J. B. WEBB Y A. JONES (1993). *A guide to the identification of prey remains in otter spraints*. Occasional Publication No. 16. The Mammal Society.
- DAY, M. G. (1966). Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of stoats and weasels. *J. Zool. (Lond.)* 148: 201-217.
- DOADRIO, I. (1988). Sobre la taxonomía de *Barbus comiza* Steindachner, 1865 (Ostariophysi: Cyprinidae). *Doñana, Act. Vertebr.* 15: 19-28.
- DOADRIO, I. Y P. CASADO (1989). Nota sobre la ictiofauna continental de los yacimientos de la cuenca de Guadix-Baza (Granada). Pp:139-150 en M. T. Alberdi y F. P. Bonadonna Eds.: *Geología y paleontología de la cuen-*

ca de Guadix-Baza. Trabajos sobre el Neogeno-Cuaternario. MNCN, CSIC. Madrid.

- DOADRIO, I., B. ELVIRA Y Y. BERNAT (1991). *Peces continentales de la península Ibérica. Inventario y clasificación de zonas fluviales* Icona, Colección Técnica. Madrid.
- ELVIRA, B. (1988). Clave preliminar de las escamas de los peces de agua dulce de España, a nivel de familia. *Doñana, Act. Vertebr.* 15: 177-185.
- ENCINA, L. Y C. GRANADO-LORENCIO (1989). A quantitative comparison of the jaw apparatus in three species of *Barbus* (Cyprinidae, Teleostei). *J. Anim. Morphol. Physiol.* 36: 9-30.
- FELTHAM, M. J. Y M. MARQUISS (1989). The use of first vertebrae in separating and estimating the size of trout (*Salmo trutta*) and salmon (*Salmo salar*) in bone remains. *J. Zool. (Lond.)* 219: 113-122.
- GARMAN, G. C. (1982). Identification of ingested prey fish based on scale characteristics. *N. Am. J. Fish. Manag.* 2: 201-203.
- HANSEL, H. C., S. D. DUKE, P. T. LOFY Y G. A. GRAY (1988). Use of diagnostic bones to identify and estimate original lengths of ingested prey fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 117: 55-62.
- LIBOIS, R. M., C. HALLET-LIBOIS Y L. LAFONTAINE (1987a). Le régime de la loutre (*Lutra lutra*) en Bretagne intérieure. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 42: 135-144.
- LIBOIS, R. M., C. HALLET-LIBOIS Y R. ROSOUX (1987b). Éléments pour l'identification des restes crâniens des poissons dulçaquicoles de Belgique et du nord de la France. 1- Anguilliformes, Gastérostéiformes, Cyprinodontiformes et Perciformes. *Fiches d'ostéologie animale pour l'archéologie. Serie A: Poissons* N° 3: 1-15.
- LIBOIS, R. M. Y C. HALLET-LIBOIS (1988). Éléments pour l'identification des restes crâniens des poissons dulçaquicoles de Belgique et du nord de la France. 2- Cypriniformes. *Fiches d'ostéologie animale pour l'archéologie. Serie A: Poissons* N° 4: 1-24.
- MANN, R. H. K. Y W. R. C. BEAUMONT (1980). The collection, identification and reconstruction of lengths of fish prey from their remains in pike stomachs. *Fish. Mgmt.* 11: 169-172.
- MEHNER, VON T. (1990). Zur bestimmung der beutefischarten aus fragmenten der wirbelsäule bei der nahrungsanalyse (Osteichthyes, Teleostei). *Zool. Anz.* 225: 210-222.
- PRENDA, J. Y C. GRANADO-LORENCIO (1992a). Biometric analysis of some cyprinid bones to estimate the original length and weight of prey fishes. *Fol. Zool.* 41: 175-185.
- PRENDA, J. Y C. GRANADO-LORENCIO (1992b). Claves de identificación de *Barbus bocagei*, *Chondrostoma polylepis*, *Leuciscus pyrenaicus* y *Cyprinus carpio* mediante algunas de sus estructuras óseas. *Doñana, Act. Vertebr.* 19: 25-36.

- ROJO, A. (1987a). Excavated fish vertebrae as predictors in bioarcheological research. *N. Am. Archaeol.* 8: 209-225.
- ROJO, A. (1987b). The osteology of *Barbus bocagei* (Steindachner, 1866) (Pisces: Cyprinidae). *Doñana, Act. Vertebr.* 14: 5-40.
- ROJO, A. (1988). Diccionario enciclopédico de anatomía de peces. *Monogr. Inst. Esp. Oceanogr.* 3: 1-566.
- ROSELLÓ, E. (1986). *Atlas osteológico de los teleosteos ibéricos. I. Mandíbula inferior (dentario y articular)*. Tesis de Licenciatura. Univ. Autónoma de Madrid.
- ROSELLÓ, E. (1989). *Arqueoictiofaunas ibéricas: aproximación metodológica y bio-cultural*. Tesis Doctoral. Univ. Autónoma de Madrid.
- WEBB, J. B. (1980). *Otter spraint analysis*. Occasional Publication. Mammal Society.
- WISE, M. H. (1980). The use of fish vertebrae in scats for estimating prey size of otters and mink. *J. Zool. (Lond.)* 192: 25-31.

Recibido, 8 Julio 1996; aceptado, 29 de julio 1997

## DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DEL CORZO (*CAPREOLUS CAPREOLUS* L. 1758) EN LA PROVINCIA DE JAÉN

CONCEPCIÓN AZORIT CASAS Y JOAQUÍN MUÑOZ-COBO ROSALES

*Dpto de Biología Animal, Vegetal y Ecología. Facultad de Ciencias Experimentales.  
Universidad de Jaén.*

### RESUMEN

En este trabajo se estima la distribución y abundancia de corzo en Sierra Morena de Jaén. La especie sólo aparece en 30 cotos de caza mayor, pertenecientes a 6 municipios de la provincia. Se distribuye por una estrecha franja al norte de la provincia, en el límite con Ciudad Real, que supone el 4,7% del total provincial. Se han detectado un total de 193 individuos, por lo que podemos considerar a esta población como una de las más escasas de la Península.

*Palabras clave:* Abundancia, *Capreolus*, Distribución, Jaén, Sierra Morena.

### ABSTRACT

*Distribution and abundance of roe deer (Capreolus capreolus L. 1758) in the Jaén province.*

We estimated the distribution and abundance of roe deer (*Capreolus capreolus*) in Sierra Morena, southern Spain. This species was detected in 30 game reserves included in 6 localities or municipalities of the Jaén province. The roe deer is distributed throughout the northern band of Jaén limiting with Ciudad Real province. Its distribution range comprises about the 4.7% of the province surface.

*Key Words:* Abundance, *Capreolus*, Distribution, Abundance, Jaén, Sierra Morena.

### INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas los trabajos sobre el corzo (*Capreolus capreolus*) en España, han ido dirigidos al estudio de su área de distribución y abundancia (Purroy et al. 1988, Braza et al. 1989a,b, Saez-Royuela y Tellería 1991, Saenz de Buruaga et al. 1991, Castien y Leranoz 1991, Aragón 1996) así como a esclarecer los factores que han incidido sobre esta distribución y abundancia (Aragón y Braza 1995a). Otros trabajos se han centrado en su ecología (Costa y Purroy 1991, Costa 1992a), alimentación (Fandos et al. 1987, Álvarez 1990, Álvarez y Ramos 1992), parámetros morfológicos (Fan-

dos y Orueta 1991, Aragón 1995b, Costa 1995, Aragón et al. 1997) y en la gestión cinegética (Costa 1991, 1992b).

La mayoría de estos trabajos se han realizado en la mitad norte peninsular mientras que en la mitad sur los estudios sobre este ungulado han sido escasos. En el sur la población de corzos está fragmentada en núcleos aislados en Montes de Toledo, Sierra Morena, y Montes de Cádiz y Málaga. En estas dos últimas provincias andaluzas la distribución y estatus del corzo han sido estudiados en profundidad y su situación parece en la actualidad estable (Delibes et al. 1991, Braza et al. 1994, Delibes 1996). El núcleo de Sierra Morena no ha sido estudiado y además es considerado como el más amenazado de extinción de toda España (Braza et al. 1994, Aragón 1996). De acuerdo con estos autores se trata de la población de corzos menos conocida.

En una población tan fragmentada y aislada como es la de Sierra Morena, es imprescindible el conocimiento de la situación del corzo como punto de partida para el establecimiento de las líneas a seguir para su conservación. Por ello, en el presente trabajo se aportan datos sobre su distribución y abundancia en Jaén. En un trabajo posterior se abordarán cuestiones como la calidad del hábitat, relación con otros ungulados y posibles factores limitantes para el corzo en la provincia.

#### MATERIAL Y MÉTODOS

Este estudio se desarrolló en el curso de los años 1994, 1995 y 1996. En primer lugar se estableció un área global de localización histórica de la especie en Jaén mediante los datos obtenidos de la bibliografía (Martínez de la Reguera 1881, Gómez Torres 1902, Morales 1904, Chapman y Buck 1910, Muñoz-Cobo 1913, Arenzana et al. 1964, Otero et al. 1978, Ruiz 1986, Muñoz-Cobo 1988, Muñoz-Cobo 1991, 1994), y de la consulta de los escasos estudios realizados sobre este cérvido en Jaén (Muñoz-Cobo y Azorit 1996). Después se realizaron visitas a un total de 131 fincas de caza de Sierra Morena de Jaén (con una extensión total de 203189 has) y se anotó información, sobre la vegetación predominante, el estado de conservación y usos. También se consultaron los Planes Técnicos de Caza de la mayoría de estas fincas. Simultáneamente se realizaron entrevistas directas a un total de 57 personas, entre dueños de fincas, guardas, cazadores, taxidermistas, y también a los directores conservadores de los Parques Naturales de Despeñaperros, Andújar y Cardena-Montoro. En las encuestas se anotó información sobre la presencia o ausencia de corzos en las fincas así como el lugar, la fecha y el número de corzos detectados. También se anotó información sobre otras características de la finca como: extensión, presencia y abundancia de otros ungulados, sistemas de caza, número de ejemplares abatidos y tipo de ges-

ción realizada. A partir de todos los datos recogidos, se estableció un área de distribución preliminar de la especie en Jaén descartando las fincas en las que no se daban condiciones favorables para esta especie y en las que los encuestados coincidían en la ausencia de corzo. Posteriormente, para confirmar la presencia de corzo y concretar su área de distribución, se realizaron prospecciones en los lugares más favorables para la especie en cada finca, anotando en hojas cartográficas 1:50000 (S.G.E.), los indicios de la presencia de corzo (excrementos, escodado de cuernas en arbustos y huellas), así como los escasos avistamientos directos, que se produjeron cuando circulábamos en vehículo por el área de estudio.

También nos interesamos por realizar una estima de la abundancia de la especie en Jaén, pero en Sierra Morena esta estima resulta una tarea de suma dificultad por varias razones, entre ellas: la poca información inicial disponible, la escasez de esta especie e incluso por razones derivadas de la propia etología de la especie (Álvarez 1988, Gaillard et al. 1993, Braza et al. 1994). Otros inconvenientes son los problemas técnicos y metodológicos (Hoffmann 1974, Pedroli et al. 1981, Vincent y Bideau 1982, Fruzinski et al. 1983, Gaillard et al. 1993), su distribución en lugares muy inaccesibles (fincas privadas de difícil acceso), y la gran extensión del área de estudio. Además, en este estudio los avistamientos directos propios fueron tan escasos que incluso resultó poco fiable establecer índices kilométricos de abundancia (CEMAGREF 1984). A pesar de todo, consideramos interesante cualquier dato que aporte información sobre la abundancia de corzo en Sierra Morena de Jaén, como punto de partida para investigaciones futuras. Por todo ello, en este artículo se informa sobre el número de corzos detectados a través de avistamientos directos propios o de personas encuestadas, y a través de indicios de presencia de corzo, en las fincas del área de distribución del corzo en Jaén.

## RESULTADOS

### *Área de Distribución:*

En la actualidad la única zona de Jaén en la que aún quedan corzos es Sierra Morena; esta sierra ocupa en la provincia una extensión total de 391444 hectáreas (Anuario Estadístico de la Provincia de Jaén 1992). Los resultados obtenidos sobre distribución indican que el corzo sólo se encuentra en una franja al norte de la provincia, en el límite con la de Ciudad Real, desde Sierra de Quintana hasta el Parque Natural de Despeñaperros y zonas colindantes (ver Figura 1). Se ha detectado la presencia de corzo en 30 cotos de caza mayor con una extensión total de 64044 hectáreas, lo que supone un 4,7% del total de la provincia. Estos cotos de caza mayor pertenecen a 6 tér-

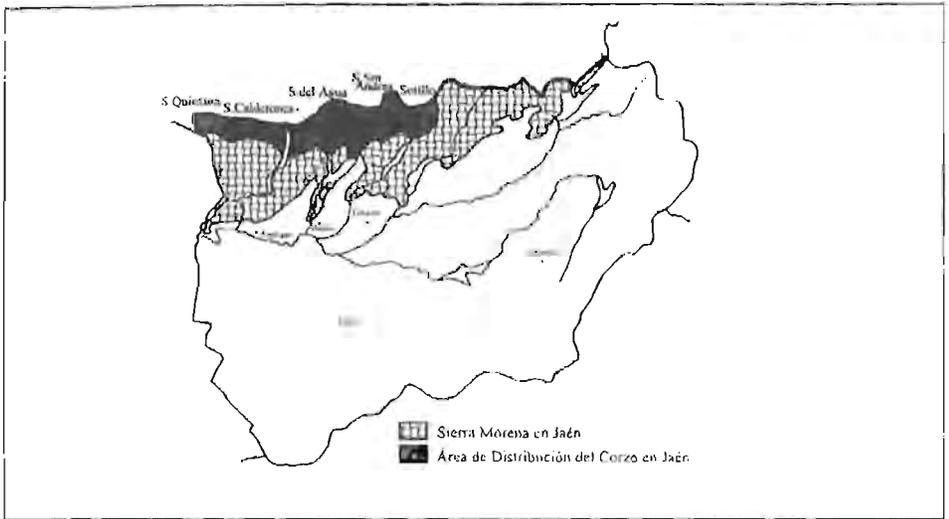


Figura 1. Área de distribución del Corzo en la provincia de Jaén

*Distribution area of the roe deer in the Jaén province*

minos municipales que son: Andújar Villanueva de la Reina, Baños de la Encina, La Carolina, Santa Elena y Aldeaquemada. La extensión de estos municipios supone un 14,5% del total provincial.

El corzo en Jaén se distribuye en zonas de altitud en torno a los 700-1000 m, como es el caso de Sierra de Quintana, Sierra del Agua y San Andrés, también aparece en zonas contiguas, con comunidades vegetales bien conservadas, y a través de las cuencas fluviales de los ríos Yeguas, Jándula, Rumblar (Pinto y Grande) y Guarrizas.

#### *Estimas de Abundancia:*

El número total de corzos detectados en este estudio ha sido de 193 individuos y el promedio de corzos detectados por finca de  $6,4 \pm 0,9$ . Dada la importancia que los arroyos y ríos tienen en la distribución y en el mantenimiento del corzo en ambiente mediterráneo (Muñoz-Cobo 1991, Braza *et al.* 1994, Delibes 1996), para la presentación de los datos se han tenido en cuenta las cuencas fluviales de los ríos del área de distribución de la especie en Jaén (Yeguas, Jándula, Pinto, Grande y Guarrizas) y se han indicado también el número de fincas con corzo en cada una de ellas (Tabla 1).

Tabla 1.  
Abundancia de corzo en Sierra Morena de Jaén.

*Abundance of Roe Deer in the Jaén Province*

ZONAS	Nº DE FINCAS CON CORZO	Nº DE CORZOS DETECTADOS	Nº MEDIO DE CORZOS /FINCA EN CADA ZONA	RANGOS
CUENCA DEL RÍO YEGUAS	4	44	11±1	(8-12)
CUENCA DEL RÍO JÁNDULA	4	32	8±2,4	(2-12)
CUENCA DEL RÍO PINTO	3	32	10,7±3,5	(4-16)
CUENCA DEL RÍO GRANDE	11	47	4,27±2,80	(1-14)
CUENCA DEL RÍO GUARRIZAS	8	38	5,43±3,81	(2-12)
TOTAL	30	193	6,43±0,87	(2-16)

#### DISCUSIÓN

Respecto al área de distribución hay que decir que el corzo estaba en el pasado más ampliamente distribuido en la provincia que en la actualidad, localizándose además de en Sierra Morena en la Sierra de Cazorla. La última zona ocupada por el corzo en la Sierra de Cazorla fue el bosque de quercineas de la Fresnedilla en Roblehondo y las proximidades del río Borosa (Otero et al. 1978) (ver Figura 2). La población natural de corzos de Cazorla debió desaparecer antes de la década de los 50, entre 1910 y 1930 según Aragón (1996), ya que en 1952 el Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza reintrodujo, sin éxito, 10 corzos en estas sierras (Arenzana et al. 1964).

En Sierra Morena, aunque existen pocos datos, el corzo debió ocupar al menos durante el siglo pasado, la casi totalidad de este sistema montañoso en la provincia, desde el límite con Córdoba (Martínez de la Reguera 1881) hasta las Sierras de Alcaraz, ya que aún existen toponimias referentes a la especie en zonas muy orientales. Incluso algunos autores citan su presencia en lugares en los que en la actualidad no está presente, situados en la cuenca del río Jándula, muy próximos a Andújar (Morales 1904) (ver Figura 2). En la actualidad la localización más oriental del corzo en Sierra Morena se encuentra al este de la autovía de Andalucía (N-IV), próxima a Aldeaquemada (ver Figura 2).

Respecto a la extensión del área de distribución del corzo en Jaén, los resultados obtenidos en el presente trabajo difieren de los aportados por Aragón et al. (1995a) que establecen sólo un 1,8% del total de la superficie de la provincia. Esto es debido a que en publicaciones anteriores se consideraba que el corzo sólo estaba presente en dos municipios de la provincia (La Caro-

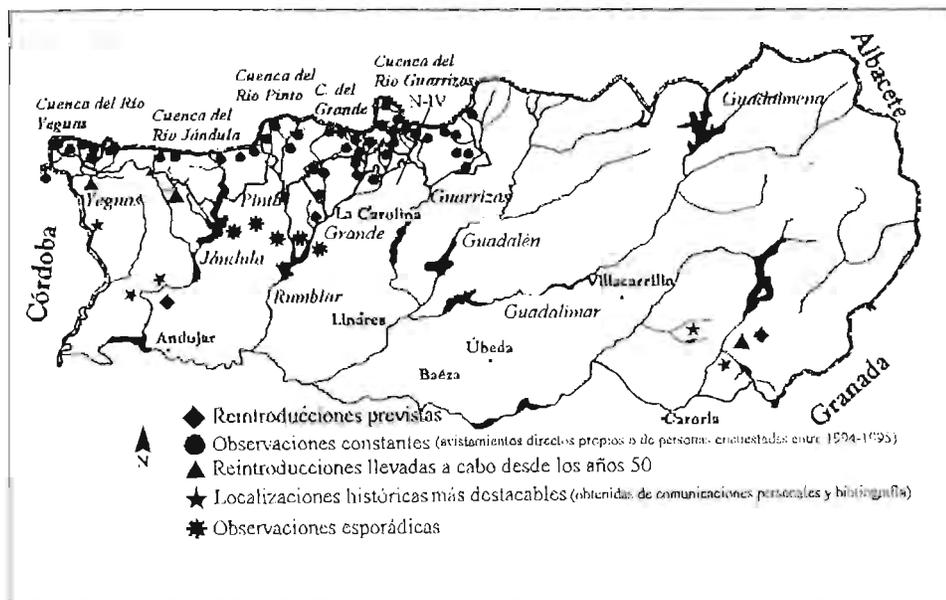


Figura 2. Puntos de localización de Corzo la provincia de Jaén.

*Location sites of roe deer Jaén province*

lina y Santa Elena) (Braza et al. 1989a) e incluso se ha dudado de su permanencia en Despeñaperros (Aragón 1996). Esto, a nuestro parecer, no indica que se haya ampliado su área de distribución en los últimos años.

En relación a las características de las zonas ocupadas por corzo hay que decir que la especie se localiza en aquellas zonas en las que se conserva un tipo de vegetación propia del piso supramediterráneo (bastante escaso) y mesomediterráneo con ombroclima húmedo o subhúmedo, tal es el caso de la comunidad vegetal del roble melojo (*Quercus pyrenaica*), fundamentalmente presentes en las Sierras de Quintana y Sierra de San Andrés (Figura 1). A medida que desciende la altitud, los corzos se localizan en zonas próximas a las anteriores con vegetación en la que predominan comunidades vegetales del alcornoque (*Quercus suber*) y el quejigo (*Quercus faginea*). Hemos observado que hay determinadas fincas en las que no se dan las circunstancias anteriores y en las que la presencia de corzo está únicamente asociada a la existencia de ríos y arroyos en los que se han conservado fresnedas y sobre todo alisedas, en la mayoría de las ocasiones muy encajonadas en barrancos que mantienen un microclima húmedo incluso en verano, y laderas contiguas de orientación norte (umbrías) muy pobladas de matorral. Esta localización tan concreta y restrictiva parece obedecer a que el corzo al ser una especie de

óptimo eurosiberiano, en ambiente mediterráneo, se acantona en aquellas zonas con abundante pluviometría o al menos con microclimas húmedos que permiten el desarrollo de una vegetación de origen europeo y marcada atlanticidad, y una alta cobertura subarborescente que le proporciona protección y alimento (Saenz Royuela y Tellería 1984, 1991, Muñoz-Cobo 1991, Braza et al. 1994, Delibes 1996). Estos ambientes en latitudes meridionales son muy escasos y sensibles a la alteración debido en parte a su carácter relictivo, como es el caso de los melojares del sur de la Península (Melendo et al. 1996).

En cuanto a la abundancia, la población de corzos de Sierra Morena de Jaén aunque más ampliamente distribuida que hoy, nunca debió ser abundante (Morales 1904). En la actualidad, mientras que la mayoría de las poblaciones de la mitad norte peninsular están en expansión la población de corzos de Jaén es de las más escasas y probablemente la más amenazada de la Península Ibérica (Braza et al. 1994, Aragón 1996). Sólo en algunas fincas de la cuenca del río Yeguas aparecen con mayor frecuencia y de manera más constante, pero en estas fincas, a pesar de ello, sólo se han estimado de 8 a 12 corzos por cada una de ellas, lo que da idea de la dificultad de mantener y gestionar este cérvido, en fincas cercadas y con densidades de ciervo muy elevadas.

El subnúcleo poblacional más amenazado es el situado en el sector este de Despeñaperros (ver Figura 2), ya que está aislado del resto por la autovía de Andalucía (N-IV) y la línea de ferrocarril Manzanares-Córdoba, y es donde menos individuos de corzo se han detectado (de 16 a 25 corzos).

La especie se encuentra vedada en Jaén desde hace dos décadas, pero su situación no parece haber mejorado por ello. En poblaciones de cérvidos con las características de precariedad tan acentuadas, como la de corzo de Jaén, no basta con la limitación de su caza, sino que se hacen imprescindibles aplicar las medidas adecuadas para el mantenimiento de los hábitats favorables, así como medidas de gestión directa sobre esta especie. Estas medidas en la actualidad no se realizan prácticamente en ninguna de las fincas como se deduce de los Planes Técnicos de Caza consultados, dedicados fundamentalmente a la gestión del ciervo. El desinterés por la especie se refleja en los Planes Técnicos elaborados, ya que de las 30 fincas de caza mayor en las que se ha detectado su presencia, sólo en 9 lo hacen constar en dichos Planes.

#### AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Estudios Giennenses que financió el estudio, a la Delegación de Medio Ambiente de Jaén por la información facilitada, a los Doctores D. Eusebio Cano Carmona, D. Isidoro Ruiz Martínez, D. Ramón González Ruiz y D. Jesús Pérez Jiménez, por su ayuda, y a todas las personas encuestadas que amablemente informaron del tema. A C. San José y a otro revisor anónimo que con sus comentarios y sugerencias, mejoraron en buena medida el manuscrito original.

## BIBLIOGRAFÍA

- ÁLVAREZ, G. (1988). Problemas asociados a la aplicación del transecto lineal para el censo de las poblaciones de cérvidos en un biotopo mediterráneo (Quintos de Mora, Toledo). *Ecología* 2: 233-249.
- (1990). El uso del cereal por las poblaciones de cérvidos (*Cervus elaphus*, *Dama dama*, *Capreolus capreolus*) en una finca cinegética mediterránea. *Ecología* 4: 159-169.
- ÁLVAREZ, G. y J. RAMOS (1992). Dieta del Corzo (*Capreolus capreolus*) en una localidad mediterránea (Quintos de Mora, Toledo). *Doñana, Acta Vertebrata* 19: 107-114.
- ANUARIO ESTADÍSTICO DE LA PROVINCIA DE JAÉN (1992). Información provincial, Tomo I. Diputación Provincial de Jaén. Instituto de Estudios Giennenses. Jaén.
- ARAGÓN, S. (1996). Situación actual de las poblaciones de Corzo en España. *Quercus* 124: 16-19.
- ARAGÓN, S. y F. BRAZA y C. SAN JOSÉ (1995a). Socioeconomic, physiognomic, and climatic factors determining the distribution pattern of roe deer *Capreolus capreolus* in Spain. *Acta Theriologica* 40: 37-43.
- (1995b). Características morfológicas de los corzos (*Capreolus capreolus*) de las Sierras de Cádiz-Málaga. *Doñana, Acta Vertebrata* 22: 51-64.
- ARAGÓN, S., F. BRAZA, C. SAN JOSÉ y P. FANDOS (en prensa). Variation in skull morphology of roe deer (*Capreolus capreolus*) in Western Europe. *J. Mammalogy*.
- ARENZANA, O., F. GARCÍA y J.L. FRAILE (1964). *Repoblaciones de caza mayor*. 4º Boletín Técnico, Serie Cinegética Ministerio de Agricultura.
- BRAZA, F., C. SAN JOSÉ, S. ARAGÓN y J.R. DELIBES (1994). *El Corzo Andaluz*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- BRAZA, F., I. VARELA, C. SAN JOSÉ y V. CASES (1989a). Distribución del corzo, el gamo y el ciervo en España. *Quercus* 42:4-11.
- BRAZA, F., I. VARELA, V. CASES y C. SAN JOSÉ (1989b). Distribution actuelle du chevreuil (*Capreolus capreolus*), du daim (*Dama dama*) et du cerf (*Cervus elaphus*) en Espagne. *Z.Säu.* 54:393-396.
- CASTIEN, E. E I. LERANOS (1991). Verbreitung und Dichte des Rehwilds (*Capreolus capreolus*) im Norden der Iberischen Halbinsel. *Z. Jagdwiss* 37: 99-106.
- C.E.M.A.G.R.E.F. (1984) *Méthodes de recensement des populations de chevreuils*. Ministère de l'Agriculture. Paris.
- CHAPMAN, A. y W.J. BUCK (1910). *La España Inexplorada*. Patronato del Parque Nacional de Doñana. Junta de Andalucía. Sevilla.
- COSTA, L. (1991). Ordenación y gestión de la caza mayor. Pp. 259-296 en *Manual de ordenación y gestión cinegética*. IFEBA, Badajoz.

- (1992a) Ecología del corzo en las montañas Cantábricas. Modelo de gestión. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de León.
- (1992b). Una propuesta de gestión cinegética para el corzo en el norte de España. *Ecología* 6: 165-185.
- (1995). First data on the size of North-Iberian. Roe bucks: (*Capreolus capreolus*). *Mammalia* 59:447-451.
- COSTA, L. y F.J. PURROY (1991). Demographic aspects of a population of roe deer in the Cantabrian Mountains of northern Spain. Pp.551-554 en B.Bobek, K. Perzanowski and W. Regelin (eds). *Global trends in wildlife management*. Trans. 18th IUGB Congress, Krakow.
- DELIBES, J. R. (1996). Ecología y comportamiento del corzo (*Capreolus capreolus*, L. 1758) en la Sierra de Grazalema (Cadiz). Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad Complutense de Madrid.
- DELIBES, J.R., F. BRAZA, C. SAN JOSE Y S. ARAGÓN (1991). First results about habitat selection by red and roe deer in the South of Spain. Pp.49-55 en Trans. Xxth IUGB Congress (Hungary).
- FANDOS, P., T. MARTÍNEZ Y F. PALACIOS (1987). Estudio sobre la alimentación del corzo (*Capreolus capreolus*, L. 1758) en España. *Ecología* 1: 161-186.
- FANDOS, P. y J.F. ORUETA (1991). Variaciones morfológicas en el cráneo del corzo (*Capreolus capreolus*, L.). *Doñana, Acta Vertebrata* 18: 160-171.
- FRUZINSKI, B., L. LABUDZKI, L. y M. WLAZELKO (1983). Hábitat, density and spatial structure of the forest roe deer population. *Acta Theriologica* 28:243-258.
- GAILLARD, J.M., J.M. BOUTIN y G. VAN LAERE (1993) Dénombrer les populations de chevreuils par l'utilisation du line transects. Etude de faisabilité. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 48: 73-85.
- GÓMEZ TORRES, R. (1902). Memorias de las aguas de la Aliseda. Madrid.
- HOFFMANN, G. (1974) Méthodes de recensement des populations de cerf (*Cervus elaphus*) et chevreuil (*Capreolus capreolus*). *Bull. Mens. O.N.C. N° spécial* 2:3-35.
- MARTÍNEZ DE LA REGUERA, L. (1881). *Fauna de Sierra Morena. Catálogo descriptivo de los mamíferos del término de Montoro*. Madrid.
- MELENDO, M., F. VALLE Y E. CANO (1996). Estudio comparativo de los melojares nevadenses. 1ª Conferencia Internacional Sierra Nevada, II: 463-479.
- MORALES, P. (1904). *Las monterías en Sierra Morena a mediados del siglo XIX*. Área de Cultura. Diputación Provincial. Jaén.
- MUNOZ-COBO, A.D. (1913). *Recuerdos de montería*. (ed. Muñoz-Cobo, A.D.) Impr. J. Montilla. Andújar.
- MUÑOZ-COBO FRESCO, J. (1988). *Baños de la Encina: un paseo por su historia milenaria*. Caja Rural. Jaén.
- MUÑOZ-COBO ROSALES, J. (1991). Problemática de la gestión de la caza en el

- Parque Natural de la Sierra de Andújar. Pp.80-98 en *Actas de las I Jornadas Medioambientales del Parque Natural "Sierra de Andújar"*. Diputación Provincial de Jaén.
- (1994). Fauna de Despeñaperros. Pp.180-190 en *Parques Naturales y Espacios Protegidos de Jaén*. Diario Jaén (Córdoba).
- MUÑOZ-COBO ROSALES, J. Y C. AZORIT (1996). Estudio del corzo (*Capreolus capreolus*, L. 1758) en la provincia de Jaén. Instituto de Estudios Jienenses. Inédito.
- OTERO, C., E. CASTIEN, R. SENOSIAIN, Y F. PORTILLO (1978). *Fauna de Cazorla, Vertebrados* ICONA,19. Madrid, 1978.
- PEDROLI, J.C., M. BLANT, F. CHAPPUIS Y J.A. MARIE (1981). La biologie du chevreuil *Capreolus capreolus* (L.) dans le canton de Neuchatel (Suisse). I Recensement de la population: comparaison de deux méthodes. *Mamalia*: 45(4):468-472.
- PURROY, F.J., A.P. CLEVINGER, L. COSTA Y M. SÁENZ DE BURUAGA (1988). Demografía de los grandes mamíferos (Jabalí, Corzo, Ciervo, Lobo y Oso) de la Reserva Nacional de Caza de Riaño: Análisis de la predación e incidencia en la ganadería. Pp. 375-387 en *Actas I Congr. Biol. Ambiental*.
- RUIZ, I. (1986). FAUNA Y FLORA DE LA CAROLINA. Seminario de estudios calorinenses. La Carolina, Jaén.
- SÁENZ DE BURUAGA, M., L. COSTA Y F.J. PURROY (1991). Distribution and abundance of the wild ungulates in the Cantabrian Mountains of northern Spain. Pp. 627-630 en B. Bobek, K. Perzanowski and W. Regelin (eds). *Global trends in wildlife management*. Trans. 18th IUGB Congress, Krakow.
- SÁEZ-ROYUELA, C. Y J.L. TELLERÍA (1984). Caracteristiques générales de communautés d'ongulés des montagnes d'Espagne. *Acta Biológica Montana* 4: 383-388.
- (1991). Roe deer (*Capreolus capreolus*) distribution in central Spain. *Folia Zoologica* 40: 37-45.
- VINCENT, P.J. Y E. BIDEAU (1982). Note sur la détermination d'un coefficient de visibilité en forêt: application au recensement du chevreuil. *Acta Oecologia Applicata* 3:257-262.

Recibido, 15 mayo 1997; aceptado, 7 noviembre 1997.

# ALIMENTACIÓN DE LARVAS DE ANUROS EN AMBIENTES TEMPORALES DEL SISTEMA DEL RÍO PARANÁ, ARGENTINA

<sup>1</sup>RAFAEL CARLOS LAJMANOVICH

*<sup>1</sup>Instituto Nacional de Limnología (INALI-CONICET) José Maciá 1933 (3016) Santo Tomé  
(Santa Fe), Argentina.*

## RESUMEN

Se realizó un estudio comparativo de dieta en larvas de *Scinax nasica*, *Odontophrynus americanus* y *Elachistocleis bicolor*. En cada una de ellas se cuantificó el espectro trófico, se calcularon la diversidad y la amplitud trófica del nicho. Los espectros tróficos estuvieron integrados principalmente por Cianófitas, Euglenófitas, Crisófitas, Clorófitas, protozoos, detritos y restos vegetales.

Las interrelaciones tróficas se obtuvieron mediante matrices de solapamiento en base al índice de Pianka, además se analizaron integralmente mediante un matriz básica de datos, que registró caracteres morfoestructurales y ecológicos, la que presentó en su fenograma un agrupamiento entre *S. nasica* y *O. americanus*.

*Palabras clave:* Anuros, interrelaciones tróficas, larvas, río Paraná.

## ABSTRACT

*Food habits of anuran tadpoles in temporary ponds in Parana River floodplain, Argentine.*

The larval diet of *Scinax nasica*, *Odontophrynus americanus* and *Elachistocleis bicolor* were compared. The trophic spectrum was quantified and niche trophic diversity and breadth were calculated. The diets were mainly composed of Cyanophyta, Euglenophyta, Crysophyta, Chlorophyta, Protozoa, detritus and plant residues. The trophic relationships were analyzed using overlap matrices based on Pianka's index.

An integral analysis was made using a data matrix with 12 values related to feeding. The phenogram showed a grouping of *S. nasica* and *O. americanus*.

*Key words:* Anura, Parana River, tadpoles, trophic relationships.

## INTRODUCCIÓN

Los fenómenos de competencia e interferencia en larvas de anuros, han sido ampliamente estudiados, tanto en condiciones naturales como experimentales (Rose 1960, Licht 1967, Brockelman 1969, Wilbur y Collins 1973, Jonh y Fenster 1975, Wilbur 1977, Smith-Gill y Gill 1978, Morin y Johnson 1988, Petranka 1989, Werner 1992, 1994 etc.).

El solapamiento de nichos se produce cuando dos organismos utilizan los mismos recursos u otra variable ambiental (Pianka 1982). Estudios de dieta en larvas de anuros, indican una escasa diferencia en la alimentación (Díaz-Paniagua 1985). Heyer (1976) destaca que la partición del nicho se da en la dimensiones espacial y temporal. Inger (1986) resalta el reparto de recursos tróficos en la organización de las comunidades de larvas.

En comunidades de larvas sudamericanas se registran superposiciones temporales y similitud en la utilización de recursos (Rossa-Feres et al. 1993, Rossa-Feres y Jim 1994) en tanto que Azevedo-Ramos (1993) encontró segregación temporal y espacial.

Diversas evidencias indican que el alimento es un importante factor para la evolución y organización de las comunidades de anuros (por ejemplo Duellman 1967, Crump 1971, Heyer y Bellin 1973, Crump 1974, Inger y Colwell 1977, Duellman 1978, Toft y Duellman 1979, Toft 1980, 1981, Jones 1982).

En este estudio se describe y compara la alimentación de tres especies de anuros en período larvario halladas en simpatria en ambientes temporales asociados al valle aluvial del río Paraná: *Scinax nasica* (Hylidae), *Odontophrynus americanus* (Leptodactylidae) (larvas tipo IV) y *Elachistocleis bicolor* (Microhylidae) (larva tipo II, según Orton (1953)).

En el área en donde se realizó el trabajo estas especies presentan superposición en cuanto a sus períodos reproductivos (que coinciden con las lluvias ocasionales de primavera-verano) y sitios de puesta (charcas y lagunas temporales), siendo frecuente encontrar sus larvas en simpatria.

Con respecto a sus dietas, existen referencias cualitativas para *O. americanus* (Gallardo 1974, Contreras y Contreras 1982, Gallardo y Varela de Olmedo 1992) y se conoce más detalladamente aún el espectro trófico de *S. nasica* (Kher y Vallejos 1994) en la provincia de Corrientes.

El objetivo de este trabajo es dar a conocer la composición cuali-cuantitativa de sus dietas en ambientes temporarios asociados al valle aluvial del río Paraná, basándose en el estudio del contenido intestinal, diversidad y amplitud del nicho

#### MATERIAL Y MÉTODOS

Las colectas se realizaron usando una red de arrastre con armazón (copo), con abertura de malla de 2 mm aproximadamente, en una charca temporal ubicada en zonas aledañas al río Paraná entre las ciudades de Santa Fe y Paraná (31° 43' LS 60° 30' LW), República Argentina, en enero de 1994. En esta época se registran las máximas temperaturas medias anuales; momento en el que estas especies presentan su mayor ritmo de actividad y se encuentran dentro de su período reproductivo.

El ambiente acuático estudiado presentó las siguientes características: longitud máxima 20 m ; ancho máximo 8 m. La profundidad osciló entre 5 y

29 cm. La temperatura media del agua fue de 23° C. La vegetación estuvo representada por gramíneas (*Bromus sp.*) en la orilla, *Echinochloa sp.*, y *Ludwigia sp.* como predominantes dentro del cuerpo de agua.

No se observó vegetación flotante. El pH fue levemente ácido (6,2); la conductividad relativamente baja (menos de 100  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y el contenido de oxígeno de 4,91 mg\l.

Fitogeográficamente, siguiendo a Cabrera (1976), la zona se encuentra en el Dominio Amazónico, Provincia Paranaense, Distrito de Selvas Mixtas. El clima es templado, húmedo, con temperatura media anual de 18° C con máximas que llegan a 44° C y mínima a 7° C con precipitaciones anuales de 1000 mm como valor medio. Estas condiciones ambientales favorecen la presencia de una rica variedad de grupos de anuros.

En cada una de las tres especies la metodología de estudio fue la siguiente: las larvas fueron fijadas en formol al 10 %, inmediatamente se tomó la longitud (hocico – tubo proctodeal) y se agruparon por estadio de desarrollo según la tabla de Gosner (1960). En total se contó con 3 lotes de 20 larvas.

Se seccionaron los tubos digestivos en forma completa y se extrajeron bajo lupa binocular los contenidos para su determinación y cuantificación mediante microscopio binocular utilizando 400 X.

Para cuantificar los contenidos, se aplicó un método indirecto homogeneizando y diluyendo cada muestra en una proporción conocida (1:10), se contaron 3 alícuotas de 1 cc que se evaluaron por el método de la gota (microtransecta) de Lackey (1938) que permite calcular el número de organismos por ml según la siguiente ecuación:

$$\text{Nro./ml} = C \times \text{TA} / A \times S \times V$$

en donde TA es el área del cubreobjetos, en  $\text{mm}^2$ ; A el área de 1 hilera en  $\text{mm}^2$ ; C el número de organismos contados; S el número de hileras contadas y V el volumen de la muestra bajo el cubreobjetos.

Se obtuvieron los porcentajes de frecuencia de ocurrencia (% FO) y los totales (N) de las distintas categorías alimentarias cuantificables.

Para determinar la diversidad trófica se siguió el criterio de Hurtubia (1973).

Se calculó la diversidad media (H) y la diversidad trófica acumulada (Hk). La amplitud trófica del nicho se obtuvo mediante el índice de Levins (1968) y el índice de solapamiento de Pianka (1973).

Para realizar un análisis integral se construyó una matriz básica de datos, en donde cada especie estudiada constituyó una unidad taxonómica operativa (OTU) (Sneath y Sokal 1973).

El criterio de inclusión de caracteres se basó en que estos fueran características morfométricas, ecológicas y de dieta, relacionados con la coexistencia de estas larvas.

Los caracteres fueron los siguientes: 1. tamaño medio de las larvas, 2. tipo de larva (según Orton 1953), 3. tiempo de desarrollo larval (corto-largo), (4-9). valores porcentuales de frecuencia numérica de, 4. Cyanophyta, 5. Euglenophyta, 6. Crysoophyta, 7. Chlorophyta, 8. protozoos, 9. hongos, 10. valores de diversidad trófica (H), 11. valores de diversidad trófica acumulada (Hk), 12. valores de amplitud trófica (Nb).

La matriz básica de datos fue estandarizada por caracteres (Sokal y Sneath 1963) según la siguiente fórmula :

$$X_{ij} = X_{ij} - X_i / S_i$$

donde  $X_{ij}$  es el valor del carácter  $i$  para cada  $j$ ,  $X_i$  es la media del carácter  $i$  y  $S_i$  la desviación estándar de  $i$ .

Para establecer la matriz de similitud se utilizó el coeficiente de distancia taxonómica (Sokal 1961):

$$TD = \sum [(X_{ij} - X_{ik})^2]^{1/2}$$

Este coeficiente genera valores entre 0 e  $\infty$  siendo 0 el de máxima similitud. La matriz de similitud fue agrupada y se elaboró un fenograma mediante el método de los pares de grupos no ponderados (UPGMA) explicado en Sneath y Sokal (1973) y Crisci y López Armengol (1983).

La medida de distorsión interna de la técnica se calculó aplicando el coeficiente de correlación cofenética (Sneath y Sokal 1973).

## RESULTADOS

### *Scinax nasica*

Las larvas estudiadas se encontraban en el estadio 37 de desarrollo según la tabla de Gosner (1960), y su longitud media (hocico - tubo proctodeal) = 11,6 mm (DS)= 5,84.

El espectro trófico estuvo integrado por una mezcla homogénea de detritos en el que se encuentran 4 divisiones de algas, tecamebianos, hongos, restos animales (no identificados) y vegetales (Tabla 1). La composición numérica porcentual de los organismos evaluados numéricamente presentó los mayores valores en las bacilariofíceas (Fig.1). Los géneros de algas con un 100% de aparición fueron: *Phacus*, *Navicula*, *Pinnularia*, *Oedogonium* y *Scenedesmus*, al igual que los restos vegetales.

La diversidad media (H) resultó 4,42 (DS) = 0,29 la diversidad trófica acumulada (HK) fue de 5,4. La amplitud del nicho (Nb) para el período estudiado presentó un valor de 6,3.

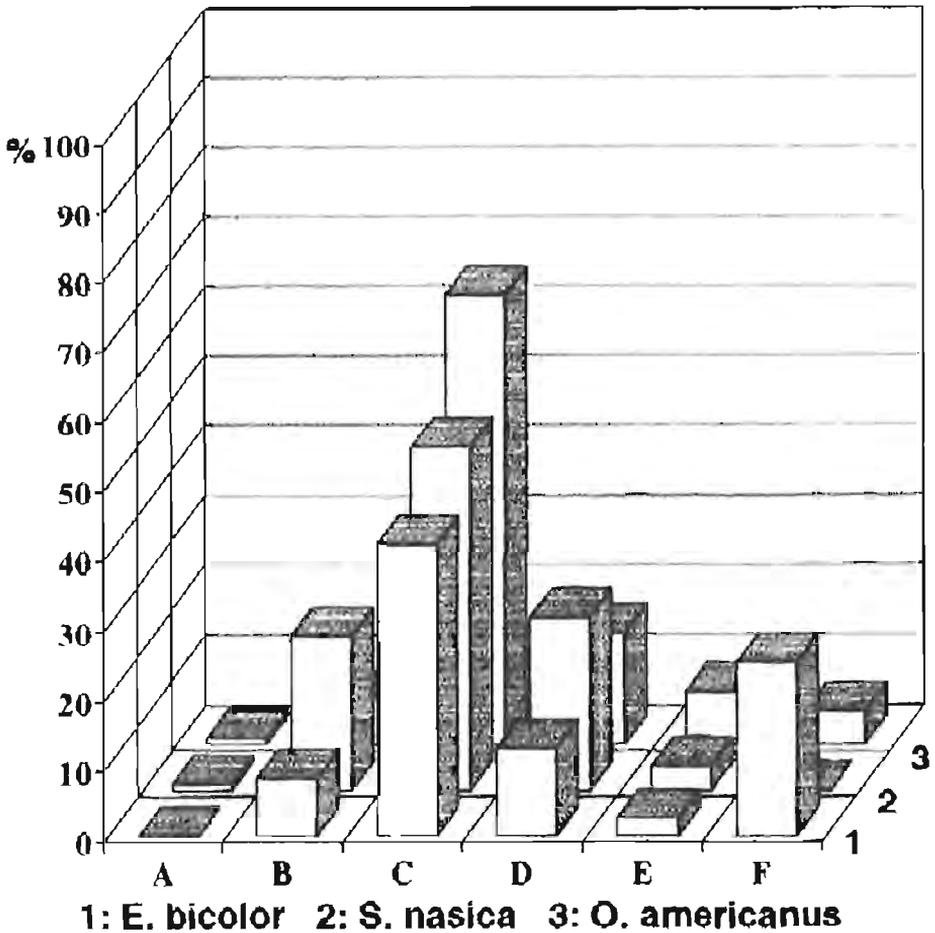


Figura 1. Representación gráfica de la dieta de las larvas simpátricas de *S. nasica*, *O. americanus* y *E. bicolor* en ambientes del valle aluvial del río Paraná, elaborados en base a los porcentajes de los ítems cuantificables. A: Cyanophyta; B: Euglenophyta; C: Crysochyta; D: Chlorophyta; E: tecamebas; D: hongos.

*Graphic representation of sympatric larvae diet of S. nasica, O. americanus and E. bicolor in floodplain Parana River based in percentage of quantified items. A: Cyanophyta; B: Euglenophyta; C: Crysochyta; D: Chlorophyta; E: thecamebas; D: fungi.*

Tabla 1  
Dieta de larvas simpátridas en ambientes temporales asociados al río Paraná. (N)= número total de la categoría alimentaria en los 20 contenidos analizados, obtenidos en base al método de Lackey (F%) = porcentaje de ocurrencia. (n.c.) = no cuantificable.

*Sympatric larval diets in temporary ponds of floodplain Paraná River. (N) = total number of the food items in 20 studied gut contents using Lackey's method. (F%) = percentage of occurrence. (n.c.) = not quantified.*

Categorías alimentarias	<i>S.nasica</i>		<i>O.americanus</i>		<i>E. bicolor</i>	
	N	F%	N	F%	N	F%
<b>Cyanophyta</b>						
<i>Anabaena sp.</i>	1250	45	1610	10	—	—
<b>Euglenophyta</b>						
<i>Euglena sp.</i>	1000	45	26510	45	8340	100
<i>Phacus sp.</i>	1875	100	10580	100	2420	70
<i>Trachellomona sp.</i>	6955	75	7165	100	2400	100
<i>Pseudomona sp.</i>	—	—	1750	20	—	—
<b>Crysophyta</b>						
<i>Synedra sp.</i>	2420	25	—	—	—	—
<i>Navicula sp.</i>	53055	100	55960	100	49205	100
<i>Fragilaria sp.</i>	29340	100	29135	100	23390	100
<i>Pinnularia sp.</i>	805	30	4330	20	2428	50
<i>Nitzschia sp.</i>	2420	25	—	—	—	—
<i>Cymbella sp.</i>	3090	70	4535	100	2420	80
<i>Gomphonema sp.</i>	4435	70	7969	100	3225	80
<i>Eunotia sp.</i>	1025	10	—	—	—	—
<b>Chlorophyta</b>						
<i>Sphaerosystis sp.</i>	—	—	4925	70	1610	45
<i>Mougeotia sp.</i>	3545	75	—	—	—	—
<i>Zygnema sp.</i>	4935	70	—	—	—	—
<i>Microspora sp.</i>	250	10	—	—	—	—
<i>Oedogonium sp.</i>	2515	100	8325	70	4840	100
<i>Selenastrum sp.</i>	605	20	—	—	—	—
<i>Scenedesmus sp.</i>	6650	100	11700	100	5645	100
<i>Ulothrix sp.</i>	1005	15	—	—	—	—
<i>Ankistrodesmus sp.</i>	2415	40	3995	70	4849	80
<i>Cosmarium sp.</i>	605	15	—	—	—	—
<i>Euastrum sp.</i>	250	10	9880	40	—	—
<i>Closterium sp.</i>	1105	70	9980	100	805	45
<i>Pediastrum sp.</i>	—	—	2435	20	1610	50

Tecamebas						
<i>Arcella sp.</i>	4840	45	4735	70	3208	45
<i>Diffugia sp.</i>	6509	75	-	-	.	-
<i>Euglypha sp.</i>	-	-	2620	20	805	10
Hongos						
Hyphomycetidae	7215	75	-	-	38720	100
Detritos	(n.c.)	100	(n.c.)	100	(n.c.)	100
Restos Vegetales	(n.c.)	100	(n.c.)	100	(n.c.)	100
Restos Animales	(n.c.)	45	(n.c.)	100	--	-

### *Odontophrynus americanus*

Las larvas estudiadas se encontraban en los estadios 35–37 según la tabla de Gosner (1960), y su longitud media (hocico – tubo proctodeal) = 19,5 (DS) = 1,4.

El espectro trófico estuvo integrado por una mezcla homogénea de detritos en el que se encuentran 4 divisiones de algas, tecamebas, restos vegetales y animales (Tabla 1). La composición numérica porcentual de la dieta presentó el mayor valor en las bacilariofíceas (Fig.1). Los géneros de algas con un 100% de ocurrencia fueron: *Phacus*, *Trachelomona*, *Navicula*, *Fragilaria*, *Gomphonema*, *Eunotia* y *Scenedesmus*, al igual que los restos vegetales.

La diversidad media (H) fue de 4,69 (DS) = 0,14 la diversidad trófica acumulada (Hk) de 5,12. La amplitud trófica del nicho (Nb) en el período estudiado fue de 7,6.

### *Elachistochleis bicolor*

Las larvas estudiadas se encontraban en los estadios 37 y 38 según la tabla de Gosner (1960), y su longitud media (hocico – tubo proctodeal) = 10,65 (DS) = 0,65.

El espectro trófico estuvo integrado por una mezcla homogénea de detritos en el que se encuentran 3 divisiones de algas, tecamebas, restos vegetales y animales (Tabla 1). La composición numérica porcentual de la dieta presentó el mayor valor en las bacilariofíceas (Fig.1). Los géneros de algas con un 100% de ocurrencia fueron: *Euglena*, *Trachelomona*, *Navicula*, *Fragilaria*, *Oedogonium* y *Scenedesmus*, al igual que los restos vegetales.

La diversidad media (H) fue de 4,18 (DS) = 0,43 la diversidad trófica acumulada (Hk) de 4,31. La amplitud trófica del nicho (Nb) en el período estudiado fue de 5,2.

En los tres casos, para el número de muestras considerado, se observó la estabilización de la diversidad siguiendo el criterio de Hurtubia (1973).

Las relaciones tróficas analizadas en base al índice de solapamiento de Pianka, dieron como resultado valores sumamente elevados en las tres especies (por encima de 0,84 entodos los casos), tanto en el componente taxonómico cuantitativo de la dieta como en la frecuencia absoluta de las categorías alimentarias (Tabla 2).

El análisis integral de las interrelaciones larvales analizadas, en base a la matriz básica de datos (previamente descrita) presenta en su fenograma obtenido por la técnica (UPGMA) (Fig. 2) un agrupamiento entre *S. nasica* y *O. americanus* con un valor de TD = 1,28 y un coeficiente de correlación cofe-nética de 0,77.

TABLA 2

Matriz de solapamiento trófico entre las larvas simpátridas estudiadas en ambientes del valle aluvial del río Paraná. En el componente taxonómico cuantitativo de la dieta (bajo la diagonal) y en la frecuencia de aparición de las categorías alimentarias (sobre la diagonal); obtenidas a partir del índice de solapamiento de Pianka, (1973).

*Overlap trophic matrix between sympatric tadpoles studied in floodplain Parana River. Numbers of each taxonomic component of the diets (below the diagonal) and the frequency of appearance of food items were obtained using overlap Pianka's index (above the diagonal).*

		FRECUENCIA		
		<i>S.nasica</i>	<i>O.americanus</i>	<i>E. bicolor</i>
N				
Ú	<i>S.nasica</i>	-	0,84	0,85
M				
E	<i>O.americanus</i>	0,91	-	0,86
R				
O	<i>E.bicolor</i>	0,88	0,86	-

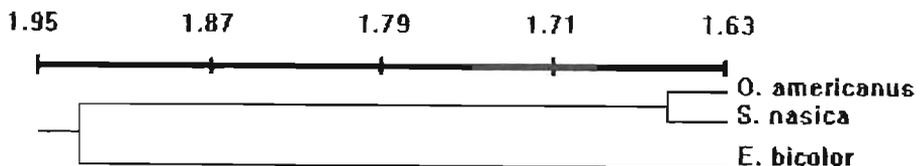


Figura 2. Fenograma de las interrelaciones entre *O. americanus*, *S.nasica* y *E. bicolor*. En base a 12 caracteres relacionados con la coexistencia durante el periodo larval.

*Phenogram of interrelationships between O. americanus, S. nasica and E. bicolor. Based on 12 characters related with species coexistence during the larval period.*

## DISCUSIÓN

Los contenidos intestinales de las larvas de anfibios, preponderantemente herbívoras, son buenos indicadores de la composición florística del ambiente ya que actúan como alimentadores continuos, aprovechando al máximo los recursos disponibles (Farlowe 1928, Kamat 1962), pudiendo ser la causa de súbitas reducciones y alteraciones de las mismas (Dickman 1968, Seale et al. 1975, Seale 1980), influenciando en los niveles tróficos superiores que se soportan en las comunidades perifíticas.

Los resultados de las dietas analizadas muestran, al igual que otras estudiadas en el área (Lajmanovich 1994, Lajmanovich y Fernández 1995), una gran diversidad de taxas, que se corresponde con la riqueza fitoplanctónica de los ambientes del valle aluvial del río Paraná (García de Emiliani 1990).

Si solamente se considera el solapamiento trófico, este estudio no revela diferencias significativas en la composición de la dieta, al igual que lo encontrado por Díaz-Paniagua (1985), Heyer (1976), Toft (1985) y en anuros sudamericanos (Rossa-Feres et al. 1993), que permitan sostener la hipótesis de un reparto de recursos que reduzca la competencia.

Por la similitud de las dietas analizadas, se podría considerar que la taxocenosis de estas larvas se encontraría en una situación de no competitividad como resultado de la gran disponibilidad de recursos tróficos. Asimismo, el análisis que integra características morfoestructurales y ecológicas muestra una visión teórica de la coexistencia de estas larvas presentando un agrupamiento entre *O. americanus* y *S. nasica* diferenciándose *E. bicolor*.

Estas estrategias consistirían en el reparto de recursos del nicho, como la dimensión espacial, temporal y las adaptaciones estructurales que caracterizan a los tipos de larvas estudiadas.

Considerando que en la dimensión espacial ocupan distintos nichos, *E. bicolor* es fundamentalmente de fondo, tratándose de una larva tipo II, en tanto que *S. nasica* y *O. americanus* son larvas tipo IV (Orton 1953), mejor adaptadas para la natación en todo el perfil del cuerpo de agua. En la dimensión temporal *E. bicolor* registra un desarrollo más corto en comparación con *S. nasica* y *O. americanus* que presentan una mayor superposición (observación del autor).

Asimismo, es interesante destacar la asociación observada entre *O. americanus* y *S. nasica*, que en los ambientes estudiados nadan juntas como si se tratase de integrantes de una misma cohorte. Este tipo de interacción de *O. americanus* con otras especies, fue observado por Fernández (1921) y analizado por Gallardo (1974), quien explica este comportamiento teniendo en cuenta que estas larvas se alimentan de cadáveres de renacuajos de otras especies asociadas que van muriendo, y al tener un período larval prolongado, aprovecharían la reproducción de otras de más rápido desarrollo. No obstante, en este estudio, no se encontró en los contenidos de *O. americanus* una mayor presencia de restos animales, por lo que la hipótesis anterior no es sustentada.

## AGRADECIMIENTOS

A Adolfo Beltzer y Néstor Basso por la lectura crítica del manuscrito y a la editora y revisores de Doñana, Acta Vertebrata por sus acertados comentarios que enriquecieron el trabajo.

## BIBLIOGRAFÍA

- AZEVEDO-RAMOS, C. (1993). Distribuição, sazonalidade e simpatria dos girinos de Alter Chao, Santa Rem, PA. *Res. III Congr. Lat. de Herpetol.*, p 71.
- BROCKELMAN, W. Y. (1969). An analysis of density effects and predation in *Bufo americanus* tadpoles. *Ecology* 50: 632-644.
- CABRERA, A. L. (1976). Regiones Fitogeográficas Argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería* 2: 1-25.
- CONTRERAS, J. R. Y A. N. CH. DE CONTRERAS (1982). Características Ecológicas y Biogeográficas de la Batracofauna del Noreste de la Provincia de Corrientes, Argentina. *Ecosur* 9: 29-66.
- CRISCI, J. V. Y M. F. LÓPEZ ARMENGOL (1983). Introducción a la teoría y práctica de la taxonomía numérica. *Secret. Gral. OEA. Monog.* 26. Biología: 1-132.
- CRUMP, M. L. (1971). Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna. *Occ. Pap. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas* 3: 1-62.
- (1974). Reproductive strategies in a tropical anuran community. *Misc. Publ. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas* 61: 1-68.
- DÍAZ-PANIAGUA, C. (1985). Larval diets related to morphological characters of five anuran species in the Biological Reserve of Doñana (Huelva, Spain). *Amphibia-Reptilia* 6: 307-322.
- DICKMAN, M. (1968). The effect of grazing by tadpoles on the structure of periphyton community. *Ecology* 49: 1188-1190.
- DUCELLMAN, W. E. (1967). Courtship isolating mechanisms in Costa Rican hylid frogs. *Herpetologica* 23: 169-183.
- (1978). The biology of an equatorial herpetofauna in Amazonian Ecuador. *Misc. Publ. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas* 65: 1-352.
- FARLOWE, V. (1928). Algae of ponds as determined by an examination of the intestinal contents of tadpoles. *Biol. Bull.* 55: 443-448.
- FERNÁNDEZ, K. M. (1921). Sobre la biología y reproducción de algunos batracios argentinos. *An. Soc. Cient. Arg.* 91: 97-140.
- GALLARDO, J.M. (1974). *Anfibios de los alrededores de Buenos Aires*. Eudeba, Buenos Aires.
- GALLARDO, J. M. Y E. VARELA DE OLMEDO (1992). *Anfibios de la República Argentina: Ecología y Comportamiento*. PROFADU (CONICET), Buenos Aires.
- GARCÍA DE EMILIANI, M. O. (1990). Phytoplankton ecology of the middle Parana river. *Acta Limnol. Brasil.* 3: 391-417.
- GOSNER, K. L. (1960). A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica* 16: 183-190.

- HEYER, W.R. (1976). Studies in Larval amphibian habitat partitioning. *Smithsonian Contr. Zool.* 242 : 1-27.
- HEYER, W. R. Y M. S. BELLIN (1973). Ecological notes on five sympatric *Leptodactylus* (Amphibia, Leptodactylidae) from Ecuador, *Herpetologica* 29 : 66-72.
- HURTUBIA, J. (1973). Trophic diversity measurement insympatric predatory species. *Ecology* 54: 885-890.
- INGER, R. F. (1986). Diets of tadpoles living in a Bornean rain forest. *Alytes* 5: 153-164.
- INGER, R. F. Y R. K. COLWELL (1977). Organization of contiguous communities of amphibian and reptiles in Thailand, *Ecol. Monog.* 47: 229-253.
- JOHN, K. R. Y D. FENSTER (1975). The effects of partitions on the growth date of crowded *Rana pipiens* tadpoles. *American Midland Naturalist* 93: 123-130.
- JONES, K. L. (1982). Prey patterns and trophic niche overlap in four species of caribbean frogs. Pp: 49-55 en: Scott, N. J. Jr. (ed.), *Herpetological communities. Wildl. Res. Rep.* 13. Washington.
- KAMAT, N. D. (1962). On the intestinal contents of tadpoles and algae of small ponds. *Current Sci.* 321 : 300-310.
- KEHR, A. I. Y E. R. VALLEJOS (1994) Contenido intestinal de los renacuajos de dos especies de anfibios en Corrientes. *Res. X Reun. Com. Herp. Asoc. Herp. Arg.* p 34.
- LACKEY, J. B. (1938). The manipulation and counting of river plankton and changes in some organism due to formaline preservation. *Pub. Health Rep.* 53 : 20-80.
- LAJMANOVICH, R.C. (1994). Contribución al conocimiento de la alimentación de larvas de la rana criolla. *Leptodactylus ocellatus* (Amphibia, Leptodactylidae) en el Paraná medio, Argentina. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 29: 55-61.
- LAJMANOVICH, R. C. Y V. C. FERNÁNDEZ (1995). Alimentación de larvas de *Bufo arenarum* Hensel (Amphibia: Bufonidae) en ambientes del río Paraná, Argentina. *Boletín del Museo de Historia Natural de Chile.* 45: 7-18.
- LEVINS, R. (1968). *Evolution in changing environment.* Princeton, Univ. Press. New Jersey.
- LICHT, L. E. (1967). Growth inhibition in crowded tadpoles: intraspecific and interspecific effects. *Ecology* 48: 736-745.
- MORIN, P. J. Y E. A. JOHNSON (1988). Experimental studies of asymmetrical competition among anurans. *Oikos* 53: 318-407.
- ORTON, G. (1953). The systematics of vertebrate larvae. *Systematic Zool.* 2: 63-75.
- PETRANKA, J. W. (1989). Chemical interference competitions in tadpoles: does it occur outside laboratory aquaria? *Copeia* 1989: 921-930.
- PIANKA, E. R. (1973). The structure of lizard communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4: 53-74.

- (1982). *Ecología Evolutiva*. Omega. Barcelona.
- ROSE, S. M. (1960). A feedback mechanism of growth control in tadpoles. *Ecology* 41: 188–199.
- ROSSA-FERES, D. C., M. G. FONSECA Y C. B. VENDRAME (1993). Dieta de girinos sincronotópicos de *Physalaemus centralis* e *P. cuvieri*, no noreste do Estado de São Paulo. *Res. III Congr. Lat. de Herpetol.*, p 92.
- ROSSA-FERES, D. C. Y J. JIM (1994). Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. *Rev. Brasil. Biol.* 54: 323–334.
- SEALE, D. B. (1980). Influence of amphibian larvae on primary production, nutrient flux, and competition in pond ecosystem. *Ecology* 61 : 1531–1550.
- SEALE, D. B.; E. Rodgers y M. E. Boraas (1975). Effects of suspension feeding frog larvae on limnological variables and community structure. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 3179–3184.
- SMITH-GILL, S. J. Y D. E. GILL (1978). Curvilinearities in the competition equations: an experiment with ranid tadpoles. *American Naturalist* 112: 557–570.
- SNEATH, D. H. A. Y R. R. SOKAL (1973). *Numerical taxonomy*. W. H. Freeman & Co, San Francisco.
- SOKAL, R. R. (1961). Distance as measure of taxonomic similarity. *Syst. Zool.* 10: 70–79.
- SOKAL, R. R. Y P. H. A. SNEATH (1963). *Principles of numerical taxonomy*. W. H. Freeman & Co, San Francisco.
- TOFT, C. A. (1980). Feeding ecology of thirteen syntopic species of anurans in a seasonal tropical environment. *Oecologia* 45: 131–141.
- (1981). Feeding ecology of Panamanian Litter anurans: patterns in diet and foraging mode. *J. Herpetol.* 15: 139–144.
- (1985). Resource partitioning in amphibians and reptiles. *Copeia* 1985: 1–21.
- TOFT, C. A. Y W. E. DUELLMAN (1979). Anurans of the lower rio Lullapichis, Amazonian Peru: a preliminary analysis of community structure. *Herpetologica* 35 : 71–77.
- WERNER, E. E. (1992). Competitive interactions between wood frog and northern leopard frog larvae: the influence of size and activity. *Copeia* 1992: 26–35.
- (1994). Ontogenetic scaling of competitive relations: size-dependent effects and responses in two anuran larvae. *Ecology* 75 : 197–213.
- WILBUR, H. M. (1977). Density-dependent aspects of growth and metamorphosis in *Bufo americanus*. *Ecology* 58 : 196–200.
- WILBUR, H. M. Y J. P. COLLINS (1973). Ecological aspects of amphibian metamorphosis. *Science* 182: 1305–1314.

Recibido, 16 junio 1995; aceptado, 20 diciembre 1997.

*MAUREMYS LEPROSA* COMO PRESA DE *LUTRA LUTRA*CÉSAR L. BARRIO<sup>1</sup> Y JAIME BOSCH<sup>2</sup><sup>1</sup>C/ Gelabert, 10, 08029 Barcelona.<sup>2</sup>Departamento de Ecología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales.

C/ José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

Se ha constatado que los reptiles pueden formar parte habitual de la dieta de la nutria (*Lutra lutra*) (Callejo et al. 1979, Ruíz-Olmo 1995), aunque siempre en proporciones muy pequeñas. MacDonald y Mason (1982) citan a la nutria como depredador potencial del galápago leproso (*Mauremys leprosa*). Adrián y Moreno (1986) encuentran restos de un galápago leproso en un total de 72 excrementos de nutria analizados en un embalse de Huelva.

El día 26 de septiembre de 1994 fue hallado en las inmediaciones de Villagonzalo, provincia de Badajoz (UTM 20S QD4308), un comedero de nutria en el borde de una charca remanente del río Guadiana. En la zona había abundantes huellas frescas y excrementos del carnívoro.

En el comedero, además de restos de peces y cangrejos de río, había 9 caparazones y otros restos de galápago leproso de diversos tamaños (entre 6 y 15 cms). Seis de los galápagos presentaban la cabeza arrancada, y en ningún caso se hallaban devorados en su totalidad. El estado de putrefacción era avanzado en siete ejemplares, mientras que los otros dos habían sido recientemente capturados.

*Palabras clave:* *Lutra lutra*, *Mauremys leprosa*, predación.

## ABSTRACT

*Mauremys leprosa* as prey of *Lutra lutra*.

Nine remains of *Mauremys leprosa* were found in feeding sites from river otter in the Guadiana River (Badajoz, West Spain).

*Key words:* *Lutra lutra*, *Mauremys leprosa*, predation.

## BIBLIOGRAFÍA

ADRIÁN, M. I. y S. MORENO (1986). Notas sobre la alimentación de la nutria (*Lutra lutra*) en el embalse de Matavacas (Huelva). *Doñana, Acta Vertebrata* 13: 189-191.

- CALLEJO, A., J. GUITAN, S. BAS, J. L. SÁNCHEZ Y A. D. E. CASTRO (1979). Primeros datos sobre la dieta de la nutria, *Lutra lutra* (L.), en aguas continentales de Galicia. *Doñana, Acta Vertebrata* 6: 191-202.
- MACDONALD, S. M. Y C. F. MASON (1982). The Otter *Lutra lutra* in central Portugal. *Biol. Cons.*, 22: 207-215.
- RUIZ-OLMO, J. (1995). The Reptiles in the diet of the Otter (*Lutra lutra* L., Carnivora, Mammalia) in Europe. Pp. 259-264 en Llorente, G. A., A. Montori, X. Santos y M. A. Carretero (eds.). *Scientia Herpetológica*. Asociación Herpetológica Española, Barcelona.

Recibido, 4 julio 1996; aceptado, 23 octubre 1996.

## NOTA SOBRE LA ALIMENTACIÓN DEL LINCE IBÉRICO EN EL PARQUE NATURAL DE LA SIERRA DE ANDÚJAR (SIERRA MORENA ORIENTAL)

JOSE MARÍA GIL SÁNCHEZ, FRANCISCO MOLINO GARRIDO Y  
GERARDO VALENZUELA SERRANO

*P/Dr. Prados Picazo 10, 4<sup>o</sup>B. 18230 Atarfe (Granada).*

La alimentación del lince ibérico (*Lynx pardinus*) es uno de los aspectos de su ecología mejor conocido, sobre todo en el Parque Nacional de Doñana (Delibes 1980, Beltrán y Delibes 1991). En el resto del área de distribución también se han realizado algunos trabajos, cuatro concretamente, dos que abarcan un área de estudio bastante extensa, Sierra Morena, Montes de Toledo y Extremadura (Delibes et al. 1975, Aymerich 1982), y otro en la sierra portuguesa de Malcata (Palma 1980), aunque falta información de otras zonas que teniendo una gran importancia debido al tamaño de su población no han sido suficientemente estudiadas, como es el caso de Sierra Morena Oriental, donde se localiza el principal núcleo de la especie, el cual representa algo más de la mitad de la población total (Rodríguez y Delibes 1990). Los datos disponibles de esta área se limitan a unos pocos contenidos estomacales analizados por Delibes et al. (1975) y por Aymerich (1982). Con el presente trabajo se pretende contribuir al conocimiento de la ecología trófica de esta población, donde en base a los conocimientos previos sobre la especie (ver citas anteriores), cabe prever que el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) va a ser la presa fundamental.

El trabajo se ha realizado en el Parque Natural de Andújar, situado en el extremo Noroeste de la provincia de Jaén (38° 15' N, 4° 00' O, 300-1200 m.s.n.m., 60800 ha). Es un área predominantemente mesomediterránea bien representativa de Sierra Morena Oriental con ombroclima seco-subhúmedo. La vegetación se caracteriza por la serie *Pyro bourgaeanae-Querceto rotundifoliae* S. (Rivas Martínez 1986), y son frecuentes las etapas seriales dominadas por distintos tipos de matorrales entre los que destaca la jara pringosa (*Cistus ladanifer*), y las densas masas de madroños (*Arbutus unedo*) y durillos (*Phillyrea angustifolia*) en las umbrías (Cano et al. 1991). También aparecen formaciones de quercíneas (*Quercus rotundifolia*, *Q. suber*, *Q. faginea*) adhesadas y algunas repoblaciones forestales con pinos (*Pinus pinaster*, *P. pinea*). La explotación dominante se dirige a la caza mayor (ciervo, gamo, muflón, jabalí), extremadamente abundante, para lo cual el terreno se dispone en fincas cinegéticas cercadas. Aquí se establece un importante núcleo de lince, estimado en unos 260 ejemplares por Rodríguez y Delibes (1990).

El estudio de la dieta se ha realizado mediante análisis de excrementos. Las muestras (52 excrementos) se recogieron en otoño-invierno de 1993-1994 a lo largo de itinerarios realizados sobre senderos y pistas repartidos por todo el área de estudio. En su análisis, los excrementos fueron disgregados en seco, para posteriormente identificar a nivel de especie las presas aparecidas.

La dieta del lince en Andújar se basa en el conejo, que fue detectado en 50 de los excrementos analizados. *Alectoris rufa* y *Cervus elaphus* sólo fueron detectados en dos excrementos cada presa, y *Dama dama* en uno. La ecología trófica del lince ibérico se basa en el consumo del conejo, y así ha llegado a indicarse que la evolución del félido se ha dirigido y adaptado a la predación del lagomorfo (Kurten 1968, Werdelin 1981). Un individuo puede abastecer las necesidades energéticas diarias de un lince ibérico (Aldama y Delibes 1990). De este modo la información presentada se ajusta a las predicciones incluso mejor que los datos de otras zonas, donde el máximo de consumo de conejo se ha registrado en Malcata en torno al 80% sobre el total anual de presas (Palma 1980). Destaca estacionalmente Doñana, donde en época otoñal llega a alcanzar el 87,3% (Beltrán y Delibes 1991), aproximándose bastante a nuestros datos. El consumo de cérvidos no es raro en Doñana, pero del mismo modo tienen una baja representación, 4,4% sobre 1855 presas (Delibes 1980), cifra muy similar a la del presente trabajo. Destaca la ausencia de micromamíferos en la dieta de Andújar, ya que están presentes en el resto de los trabajos citados, aunque siempre en baja proporción. Estos probablemente actúen como presas de sustitución, tal como sugieren los resultados de Castro (com. per.) en Malcata, donde el consumo de roedores e insectívoros es muy marcado para la especie (39,5% y 21% en frecuencia de aparición, respectivamente) y el conejo en general escaso, a diferencia de este sector de Sierra Morena, donde es muy común.

## AGRADECIMIENTOS

J.M. Padial, y J. Pérez colaboraron desinteresadamente en algunos muestreos. El Dr. Miguel Delibes y un evaluador anónimo contribuyeron notablemente en la mejora del manuscrito original.

*Palabras clave* : Alimentación, conejo, lince ibérico, Sureste de España.

## ABSTRACT

*Data on Iberian Lynx food habits in Eastern Sierra Morena (Southeastern Spain).*

We report on Iberian Lynx food habits in Eastern Sierra Morena (Andújar Natural Park), as determined by the analysis of 52 faeces. Diet composition was: 90.9% rabbit, 5.4% Cervidae and 3.6% red-legged partridge. Data confirmed the key role of rabbit in the Iberian lynx diet.

*Key words*: Diet, Iberian Lynx, Rabbit, South East Spain.

## BIBLIOGRAFÍA

- ALDAMA, J.J. y M. DELIBES (1990). Some preliminary results on rabbit energy utilization by the Spanish Lynx. *Doñana, Acta Vertebrata* 17: 116-122.
- AYMERICH, M. (1982). Etude comparative des régimenes alimentaires du lynx pardelle (*Lynx pardina* Temmick, 1824) et du chat sauvage (*Felis silvestris*) au centre de la péninsule Ibérique. *Mammalia* 46: 515-521.
- BELTRÁN, J.F. y M. DELIBES (1991). Ecología trófica del lince ibérico en Doñana durante un periodo seco. *Doñana, Acta Vertebrata* 18: 113-122.
- CANO, E., F. VALLE y E. ARROJO (1991). Estudio fitosociológico de los matorrales del Parque Natural de Andújar (Jaén, España). *Monog. de Flora y Vegetación Béticas*, 6: 55-82.
- DELIBES, M. (1980). El lince ibérico. Ecología y comportamiento alimenticios en el Coto Doñana, Huelva. *Doñana, Acta Vertebrata*, 7: 1-128.
- DELIBES, M., F. PALACIOS, J. GARZÓN y J. CASTROVIEJO (1975). Notes sur l'alimentation et la biologie du lynx pardelle, *Lynx pardina* (Temmick, 1824), en Espagne. *Mammalia*, 39: 387-393.
- KURTEN, B. (1968). *Pleistocene Mammals of Europe*. Weidenfeld and Nicolson, London.
- PALMA, L.A. (1980). Sobre distribuaçao, ecologia e conservaçao do lince ibérico em Portugal. *Actas I Reunión Iberoamericana de Zoología de Vertebrados*: 569-586. Huelva, 1977. Ministerio de Universidades e Investigación. Sevilla.
- RIVAS MARTÍNEZ, S. (1986). *Mapa de las Series de Vegetación de la Península Ibérica..* Ministerio de Agricultura. Madrid.
- RODRÍGUEZ, A. y M. DELIBES (1990). *El Lince Ibérico en España. Distribución y Problemas de Conservación*. ICONA/CSIC. Madrid.
- WERDELIN, L. (1981). The evolution of lynxes. *Ann. Zool. Fennici*, 18: 37-71.

Recibido, 16 octubre 1996; aceptado, 21 enero 1997.

## PRESENCIA DE *ECHINOCOCCUS GRANULOSUS* (CESTODA) EN UN LOBO IBÉRICO (*CANIS LUPUS*)

DANIEL FERNÁNDEZ DE LUCO, CHRISTIAN GORTAZAR Y RUTH VAREA

*Servicio de Diagnóstico de Fauna Silvestre, Facultad de Veterinaria, Miguel Servet 177, 50.013 - Zaragoza.*

*Echinococcus granulosus* (Bastch 1786) es un pequeño cestodo de 2-6mm de longitud, constituido por un escólex y tres o cuatro segmentos, siendo el último el grávido, que posee un tamaño aproximado a la mitad de la longitud del parásito. El escólex está formado por un rostelo y cuatro ventosas. El rostelo posee estrías radiales y una corona de 30 a 42 ganchos grandes y pequeños. Los segmentos tienen forma rectangular y cada uno posee un poro genital a la altura del centro o mitad posterior del segmento (Melhorn et al. 1992). La fase adulta del parásito coloniza el intestino delgado de cánidos, principalmente el perro (*Canis familiaris*) y el lobo (*Canis lupus*) en Europa (Frank 1982).

La infestación por el parásito adulto en el intestino del hospedador definitivo se denomina equinococosis, mientras que la fase larvaria da origen al quiste hidatídico o hidatidosis (Kassai et al. 1988), localizado principalmente en el hígado y pulmón de hospedadores intermediarios. Las especies parasitadas por la fase larvaria incluyen los ungulados, tanto domésticos como silvestres, y el hombre. El periodo de prepatencia es de 40-50 días, después del cual un segmento grávido se desprende periódicamente, alcanzando el medio exterior con las heces. Las oncosferas contaminan el suelo y pueden lograr periodos de supervivencia muy prolongados, de 6 meses a 2 años. El hospedador intermediario ingiere dichas oncosferas, las cuales atraviesan la pared intestinal y, por medio del torrente circulatorio sanguíneo o linfático, colonizan el hígado y pulmón, respectivamente. Ocasionalmente las oncosferas pueden llegar a colonizar otros órganos o tejidos del hospedador intermediario. El quiste hidatídico alcanza su madurez a los 6-12 meses post infestación, pudiendo lograr diámetros de hasta 20cm. El ciclo se cierra cuando un hospedador definitivo ingiere uno de estos quistes maduros (Urquhart et al. 1987, Georgi y Georgi 1990).

Inicialmente, el ciclo de *E. granulosus* era puramente silvestre y se desarrollaba entre especies presa (principalmente ungulados) y predadores (lobo entre otros). La distribución original de este parásito era presumiblemente el centro-este de Europa. Secundariamente, se desarrolló un ciclo doméstico entre rumiantes domésticos y perros (Frank 1982).

La inexistencia de citas previas de este parásito en el lobo en la Península Ibérica (Cordero del Campillo et al. 1994) es el motivo por el cual se describe la presencia de *E. granulosus* en un lobo ibérico.

Un lobo macho de 34 kg fue abatido mediante disparo con arma de fuego en el Sistema Ibérico en noviembre de 1995 y remitido al Servicio de Diagnóstico de Fauna Silvestre (SEDIFAS) de la Facultad de Veterinaria de Zaragoza. La necropsia del animal se realizó de manera rutinaria, procesándose el corazón, aparato respiratorio y aparato digestivo para estudios parasitológicos. La inspección del tubo digestivo estuvo enfocada principalmente a la búsqueda de helmintos intestinales. La técnica empleada para este objetivo consistió en el raspado, recogida y decantación sucesiva del contenido intestinal en agua corriente. El sedimento del recipiente de decantación fue observado bajo una lupa binocular, procediéndose a la separación de los parásitos presentes en el mismo. Dichos parásitos fueron aclarados por inmersión en lactofenol durante cinco minutos, utilizándose un microscopio óptico para su observación (Soulsby 1987). La identificación se realizó mediante claves parasitológicas (Khalil et al. 1994).

La inspección del sedimento obtenido a partir del contenido del intestino delgado permitió detectar la presencia de cinco cestodos de pequeño tamaño, que fueron identificados como ejemplares maduros de *Echinococcus granulosus*. Además, fueron identificados como *Taenia hydatigena* (Pallas 1766) cuatro cestodos de gran longitud presentes en el intestino delgado.

La presencia de *E. granulosus* en cánidos silvestres es ampliamente conocida (Leiby y Dyer 1973). En España, este cestodo es citado habitualmente en estudios sobre la helmintofauna del perro (Arriolabengoa 1992), siendo el zorro (*Vulpes vulpes*) el único carnívoro silvestre en el que ha sido denunciada la presencia de *E. granulosus* (Sánchez et al. 1977). Sin embargo, el zorro es un hospedador definitivo poco adecuado para el desarrollo de *E. granulosus*, ya que en infestaciones experimentales se ha comprobado que pocas veces alcanzan la madurez sexual (Clarson y Walters 1991).

La importancia sanitaria de este parásito reside en que se trata de una zoonosis, comportándose el hombre como hospedador intermediario cuando ingiere accidentalmente los huevos, desarrollando la hidatidosis. En la Península Ibérica, esta enfermedad es un proceso endémico en muchas regiones, con altos índices de hospitalización y muertes ocasionales por dicha causa (Falo et al. 1989).

Aunque la mayor parte de los casos de hidatidosis humana son debidos a su asociación con perros infestados (Leiby y Dyer 1973), la manipulación de cánidos silvestres o de sus excrementos sin las debidas precauciones (guantes, mascarillas, etc.) supone un serio riesgo de infestación para el hombre, que debe ser tenido en cuenta por las personas que manipulan este tipo de muestras durante su ejercicio profesional.

*Palabras clave:* *Canis lupus*, *Echinococcus granulosus*, España, hidatidosis, lobo, riesgo sanitario.

## ABSTRACT

*Presence of Echinococcus granulosus (Cestoda) in an iberian wolf (Canis lupus)*

Five mature adult *Echinococcus granulosus* were found in the gut contents of a wolf (*Canis lupus*) captured in the Iberian Mountains, Spain. This is the first time the parasite is cited in the wolf in Spain, and health risks for humans are remarked.

*Key words:* *Canis lupus*, *Echinococcus granulosus*, health risks, Spain, wolf.

## BIBLIOGRAFÍA

- ARRIOLABENGOA, A. (1992). *Prevalencia de infestación por helmintos en el perro errante (Canis familiaris) en el Valle Medio del Ebro*. Tesis de Licenciatura, Universidad de Zaragoza.
- CLARCSO, M.J. y T.M.H. WALTERS (1991). Growth and development of *Echinococcus granulosus* of sheep origin in dogs and foxes in Britain. *Ann. Trop. Med. Parasitol.* 85: 53-62.
- CORDERO DEL CAMPILLO, M., L. CASTAÑÓN ORDÓÑEZ y A. REGUERA FEO (1994). *Índice-Catálogo de Zooparásitos Ibéricos*. Secretariado de Publicaciones Universidad de León, León.
- FALO, F.J., D. SERRANO y H. ARASA (1989). *Programa de prevención, control y erradicación de hidatidosis en Aragón*. Diputación General de Aragón, Zaragoza.
- FRANK, W. (1982). Biologie und Epidemiologie des *Echinococcus granulosus* und des *Echinococcus multilocularis*. Pp. 12-25 en Bähr, R. (ed.) *Probleme der Echinokokkose unter Berücksichtigung parasitologischer und klinischer Aspekte*. Huber, Berna.
- GEORGI, J.R. y M.E. GEORGI (1990). Class Cestoda. Pp. 118-138 en *Parasitology for Veterinarians*. W.B. Saunders Company, Filadelfia.
- KASSAI, T., M. CORDERO DEL CAMPILLO, J. EUZEBY, S. GAAFAR, TH. HIEPE, y C.A. HIMONAS (1988). Standardized Nomenclature of Animal Parasitic Diseases (SNOAPAD). *Veterinary Parasitology* 29: 299-326.
- KHALIL, L.F., A. JONES, y R.A. BRAY (1994). *Keys to the Cestode Parasites of Vertebrates*. CAB International, Cambridge.
- LEIBY, P.D. y W.G. DYER (1973). Cestodos cicliflidos de los carnívoros salvajes. Pp. 204-274 en Davis, J.W. y R.C. Anderson (eds.). *Enfermedades parasitarias de los mamíferos salvajes*. Acribia, Zaragoza.
- MELHORN, H., D. DÜWEL, y W. RAETHER (1992). Parásitos de perros y gatos. Pp. 21-84 en *Atlas de parasitología Veterinaria*. Grass Ediciones, Barcelona.
- SÁNCHEZ, C., J. LUCIENTES, y F. ALBALA (1977). Contribución al conocimiento de la helmintofauna del zorro (*Vulpes vulpes*) en la provincia de Zaragoza. *Anales de la Facultad de Veterinaria de Zaragoza* 11-12: 335-339.

- Soulsby, E.J.L. (1987). *Parasitología y enfermedades parasitarias de los animales domésticos*. Interamericana, Mexico.
- URQUHART, G.M., J. ARMOUR, J.L. DUNCAN, A.M. DUNN, y F.W. JENNINGS (1987). Class Cestoda. Pp. 116-136 en *Veterinary Parasitology*. Longman, Essex.

Recibido, 14 diciembre 1995; aceptado, 10 marzo 1997

## LA ORIENTACION DE LOS NIDOS DE PASERIFORMES ESTEPARIOS

M. YANES<sup>1</sup>, J. HERRANZ<sup>1</sup>, J. MANRIQUE<sup>2</sup>, J.C. DEL MORAL<sup>3</sup>  
Y F. SUAREZ<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Dpto. Interuniv. de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid. E-28.049, Madrid.

<sup>2</sup>Instituto Celia Viñas. E-04.004, Almería.

<sup>3</sup>Sociedad Española de Ornitología. Carretera de Húmera, 63. E-28.224, Pozuelo de Alarcón, Madrid

### INTRODUCCIÓN

La selección del emplazamiento del nido es una importante decisión de las aves reproductoras, ya que determina las condiciones ambientales en que se desarrolla la incubación y el crecimiento de los pollos (Collias y Collias 1984, O'Connor 1984, Walsberg 1985). Para conseguir un ambiente térmico favorable, las aves pueden construir sus nidos en determinadas posiciones en relación al follaje, las ramas u otras estructuras protectoras (Calder 1973, Walsberg 1981, Simmons y Smith 1985). En este contexto, la orientación hacia direcciones favorables permite atenuar el efecto negativo de factores climatológicos adversos (Balda y Bateman 1972, Kord y Hutto 1984, Ferguson y Sigfried 1989, Viñuela y Suñer 1992).

En las estepas ibéricas se alcanzan frecuentemente temperaturas al sol superiores a los 45°C durante la época de reproducción de las aves (Yanes et al. 1996). Esta temperatura se ha considerado letal para los huevos y, cuando menos, de graves consecuencias fisiológicas para los pollos (Louw y Seely 1982, Zerba y Morton 1983, Yanes et al. 1996). Las altas temperaturas asociadas a la insolación constituyen, por tanto, un factor climatológico adverso en las estepas ibéricas. En estas condiciones, es previsible que las aves tiendan a seleccionar emplazamientos del nido que eviten la insolación.

El objetivo de este estudio es determinar la existencia de preferencias en la orientación de los nidos por parte de los passeriformes esteparios. Se parte de la hipótesis de que estas aves deben seleccionar orientaciones umbrías, que maximicen el tiempo de estancia del nido a la sombra.

#### ÁREAS DE ESTUDIO Y MÉTODOS

El estudio se ha realizado principalmente en dos localidades, el Campo de Níjar y los Páramos de Layna. La primera, en la provincia de Almería, es una típica estepa semiárida del SE de la Península Ibérica, perteneciente al piso bioclimático Termomediterráneo (Rivas 1987) y dominada por espartales y tomillares (n= 459 nidos). La segunda, en la Provincia de Soria, es una paramera del piso Supramediterráneo, en la que se intercalan los cambrales con algunos cultivos de cereal y campos abandonados (n= 338).

Complementariamente, se han considerado nidos encontrados en otras dos zonas: Villar del Olmo, provincia de Madrid (n= 17) y Jódar, provincia de Jaén (n= 5). Ambas pertenecen al piso bioclimático mesomediterráneo, estando dominada la primera por cultivos de cereal de secano y la segunda por cultivos abandonados y espartales. Todos los nidos de Madrid y Jaén son de cogujada común, *Galerida cristata*, una especie de la que no se encontraron nidos en las dos áreas principales.

Las especies consideradas son: alondra de Dupont, *Chersophilus duponti* (n= 30 nidos), terrera común, *Calandrella brachydactyla* (n= 128), terrera marismeña, *C. rufescens* (n= 177), cogujada común (n= 22), cogujada montesina, *Galerida theklae* (n= 247), alondra común, *Alauda arvensis* (n= 78), bisbita campestre, *Anthus campestris* (n= 72) y collalba rubia, *Oenanthe hispanica* (n= 65). Los nidos fueron encontrados en el transcurso de recorridos al azar o por observación de los parentales. La mayoría de los nidos (n= 761) pertenecen a cuatro temporadas de cría, 1991-94, aunque también se han considerado algunos de años anteriores.

Todos los nidos, excepto una decena de collalba rubia, se encontraban en el suelo, junto a una mata o piedra. La orientación respecto a las matas u otras estructuras protectoras se estableció con ayuda de una brújula, considerando ocho clases: N, NE, E, SE, S, SO, O y NO. Se adjudicaba la orientación de cada nido según se localizara en alguno de los sectores de 45°, cuyas bisectrices se corresponden con dichas orientaciones. La existencia de diferencias con respecto a una distribución uniforme de los nidos según sectores se analizó mediante el test  $\chi^2$  (Zar 1984). El test exacto de Fisher se utilizó cuando los sectores se agruparon en dos clases, debido a las pequeñas frecuencias esperables en algunas especies (Siegel 1970). En ambos casos, el nivel crítico de significación admitido fue  $p= 0,05$ .

## RESULTADOS

La distribución de frecuencias de orientación de nidos en las distintas especies se muestra en la Fig. 1. Las frecuencias difieren significativamente de las esperables en una distribución al azar en el caso de la terrera común ( $\chi^2= 61,4$ , 7 g.l.,  $p<0,01$ ), terrera marismeña ( $\chi^2= 141,1$ , 7 g.l.,  $p<0,01$ ), cogujada montesina ( $\chi^2= 187,5$ , 7 g.l.,  $p<0,01$ ), alondra común ( $\chi^2= 39,2$ , 7 g.l.,  $p<0,01$ ) y bisbita campestre ( $\chi^2= 18,4$ , 7 g.l.,  $p<0,05$ ). Por el contrario, no parece existir selección de orientación en la collalba rubia ( $\chi^2= 7,3$ , 7 g.l.,  $p>0,05$ ). Aunque el pequeño tamaño muestral en los casos de la alondra de Dupont y la cogujada común no permite analizar las orientaciones como en el resto de especies, debido a las pequeñas frecuencias esperables en una distribución aleatoria con una muestra de este tamaño (Siegel 1970), las tendencias apuntan en el mismo sentido que los demás alúridos analizados.

La suma de los nidos con orientaciones N y NE supone entre el 24 y 84% del total según especies. De acuerdo con la hipótesis de partida, este ángulo de  $90^\circ$ , parece ser el rango seleccionado preferentemente por los passeriformes esteparios para orientar sus nidos. Este sector coincide con las orientaciones más umbrías y aquellas que solo permiten la incidencia de los rayos solares durante las primeras horas de la mañana. A excepción de la collalba rubia (test exacto de Fisher con una cola,  $p= 0,281$ ), todas las demás especies analizadas presentan un número de nidos significativamente mayor en estas orientaciones de lo esperable en una distribución aleatoria (test exacto de Fisher con una cola,  $p= 2,8 \cdot 10^{-3}$ ,  $7,5 \cdot 10^{-12}$ ,  $1,1 \cdot 10^{-29}$ ,  $8,1 \cdot 10^{-4}$ ,  $2,8 \cdot 10^{-36}$ ,  $3,3 \cdot 10^{-7}$  y  $8,5 \cdot 10^{-5}$ , para la alondra de Dupont, terrera común, terrera marismeña, cogujada común, cogujada montesina, alondra común y bisbita campestre, respectivamente).

Excluyendo los nidos de collalba rubia, que parecen apartarse del patrón general, y considerando únicamente los pertenecientes a las dos localidades principales, Níjar ( $n= 444$  nidos) y Layna ( $n= 288$ ), se observa que la orientación de los nidos difiere significativamente en las dos localidades ( $\chi^2= 88,4$ , 7 g.l.,  $p<0,01$ ). En ambos casos las orientaciones N y NE son las dos más frecuentes, pero la dominante en la primera localidad es la N (52,7% de los nidos) mientras en la segunda es la NE (34,4%). Orientaciones "raras" como E o SE son significativamente mayores en Layna ( $\chi^2= 15,4$  y  $30,6$ , 1 g.l.,  $p<0,01$ , respectivamente). Además, la proporción de nidos con orientación N y NE frente al resto es mayor en el Campo de Níjar ( $\chi^2= 24,4$ , 1 g.l.,  $p<0,01$ ).

## DISCUSIÓN

Mientras que la abundante información sobre orientación de los nidos en aves suele referirse a una especie concreta (ver, no obstante, Burger y

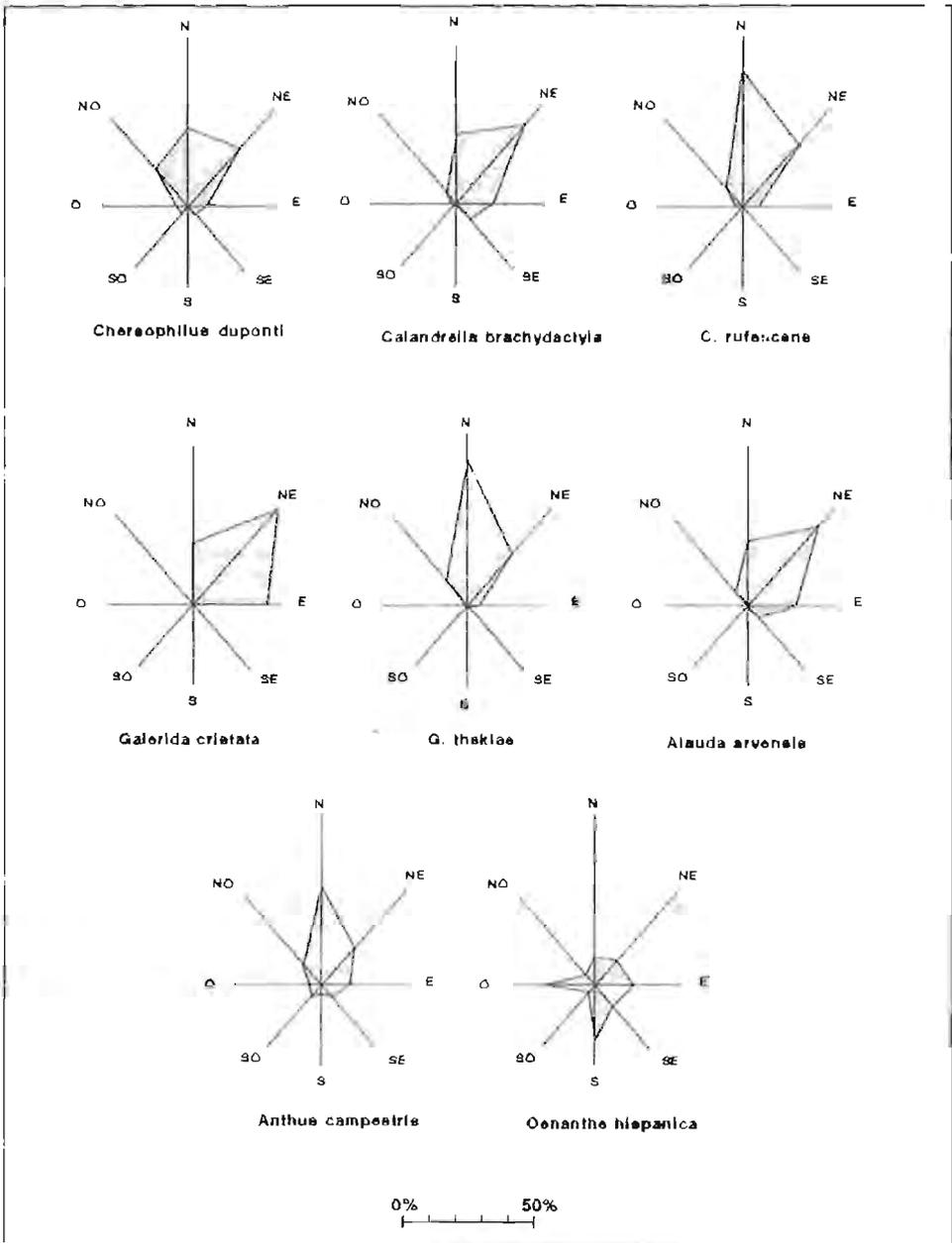


Figura 1. Polígonos de frecuencia de orientación de nidos, expresada como porcentaje sobre el total de cada especie.

*Polygons of nest orientation frequency, expressed as a percentage of the total for each species.*

Gochfeld 1981, With y Webb 1993), el principal interés de este trabajo es el haber abordado conjuntamente ocho especies de passeriformes, integrantes todas ellas de ecosistemas esteparios sometidos a condicionantes ambientales comunes, como es el caso de las altas temperaturas al sol.

Para aves nidificantes en oquedades y nidos cerrados se ha sugerido, tanto en zonas desérticas (Austin 1974, 1976) como simplemente calurosas (Rodríguez-Teijeiro y Cordero-Tapia 1983), que la orientación de la entrada del nido según la dirección del viento favorece la renovación del aire y la termoregulación de los polluelos. Sin embargo, todas las especies consideradas en el presente estudio construyen nidos abiertos, sin problemas de renovación del aire. Además, los nidos excavados en el suelo se encuentran protegidos de los vientos de gran velocidad, independientemente de la orientación del nido (With y Webb 1993). Para cuencos abiertos, excavados en una pequeña depresión de suelo como los de la mayoría de especies aquí analizadas, y en aquellos de ámbitos desérticos, se ha sugerido previamente que el factor determinante en la orientación del nido es la protección frente a la insolación (Orr 1970, Yanes et al. 1996).

En este último sentido apuntan los resultados obtenidos: existe un cierto patrón general de preferencias en la orientación de los nidos en la mayoría de passeriformes esteparios ibéricos, que coincide con las orientaciones más umbrías. En esta elección deben intervenir condicionantes fisiológicos, al menos para los pollos. De hecho, en un reciente estudio realizado en la provincia de Almería, Yanes et al. (1996) revelaron que los pollos de cogujada montesina y tierra marismeña nacidos en nidos expuestos a la insolación mostraban tasas de crecimiento menores y abandonaban el nido con un peso menor.

La collalba rubia es una excepción a este modelo general, lo que se explica por sus peculiaridades en el emplazamiento del nido. Así, mientras todos los aláudidos y la bisbita campestre nidifican siempre en las áreas de estudio en el suelo y junto a una pequeña mata o piedra, la collalba rubia instala también sus nidos en oquedades de tapias, bajo acúmulos de piedras, en el interior de latas, etc. Los nidos en estas últimas ubicaciones permanecen durante todo el día a la sombra, por lo que su orientación no resulta tan relevante. Un caso parecido se ha descrito del alzacola, *Cercotrichas galactotes*, una especie que en la Península Ibérica nidifica durante el verano y por tanto está también sometida a altas temperaturas durante la reproducción; sin embargo ubica sus nidos en la copa de árboles o arbustos por lo que las orientaciones son mucho más variables que en el caso de los aláudidos, aunque se han encontrado diferencias en la orientación según la especie de árbol seleccionada (López 1989).

En algunas especies se han encontrado variaciones en la orientación a lo largo de un área geográfica (Schaefer 1976). Del presente estudio se desprende que, aunque el modelo general de orientación es similar en las localidades estudiadas, la proporción de nidos orientados al N y NE es significa-

tivamente mayor en Níjar que en Layna. En Níjar, además, la orientación preferente es la N, mientras que en Layna es más frecuente la orientación NE que permite la insolación durante las primeras horas de la mañana. Esta situación se corresponde con las menores temperaturas nocturnas de la segunda localidad (Elías y Ruiz 1977). La exposición al sol durante la tarde, más calurosa, es evitada en todas las localidades, como se ha demostrado también en otras especies (Walsberg 1981).

#### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido parcialmente financiado por el proyecto DGYCIT PB92-0148 del Ministerio de Educación y Ciencia. Uno de los autores (M.Y.) ha disfrutado de una beca FPI de este Ministerio, en colaboración con Proyectos Medio Ambientales S.A.

*Palabras clave:* Insolación, orientación del nido, paseriformes esteparios.

#### ABSTRACT

#### *The nest orientation of steppe passerines.*

This paper describes the nest orientation of eight Iberian steppe passerine species in a total of 819 nests. Seven of the analyzed species (Dupont's lark, *Chersophilus duponti*, short-toed lark, *Calandrella brachydactyla*, lesser short-toed lark, *C. rufescens*, crested lark, *Galerida cristata*, Thekla lark, *G. theklae*, skylark, *Alauda arvensis*, and tawny pipit, *Anthus campestris*) choose N-NE orientations in 56-84% of nests. All these species are always ground nesters. The black-eared wheatear, *Oenanthe hispanica*, nests also in other sites and it is the only species showing a random nest orientation. This trend in nest orientation is consistent in the two main study locations, Campo de Níjar (Almería, SE Spain) and Layna (Soria, Central Spain). We conclude that shelter from insolation is probably the cause of this clear trend.

*Key words:* Insolation, nest orientation, steppe passerines.

#### BIBLIOGRAFÍA

- AUSTIN, G.T. (1974). Nesting success of the Cactus Wren in relation to nest orientation. *Condor* 76: 216-217.
- AUSTIN, G.T. (1976). Behavioral adaptations of the Verdin to the desert. *Auk* 93: 245-262.
- BALDA, R.P. Y G.C. BATEMAN (1972). The breeding biology of the Piñon Jay. *Living Bird* 11: 5-42.
- BURGER, J. Y M. GOCHFELD (1981). Direction of nest placement in two species of weaver. *Ostrich* 52: 54-56.

- CALDER, W.A. (1973). Microhabitat selection during nesting of hummingbirds in the Rocky Mountains. *Ecology* 54: 127-134.
- COLLIAS, N.E. y C. COLLIAS (1984). *Nest building and bird behaviour*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- ELÍAS, F. y L. RUIZ (1977). *Agroclimatología de España*. INIA, Madrid.
- FERGUSON, J.W.H. y W.R. SIGFRIED (1989). Environmental factors influencing nest-site preference in White-browed Sparrow-weavers (*Plocepasser mahali*). *Condor* 91: 100-107.
- KORD, J.J. y R.L. HUTTO (1984). Factors affecting nest-site location in Gila Woodpeckers. *Condor* 86: 73-78.
- LÓPEZ, G. (1989). Variación en la colocación y orientación del nido del Alzacola (*Cercotrichas galactotes*) en dos especies de árboles. *Doñana Acta Vertebrata* 16: 57-67.
- LOUW, G.N. y M.K. SEELY (1982). *Ecology of desert organism*. Longman, Harlow, Essex.
- O'CONNOR, R.J. (1984). *The growth and development of birds*. John Wiley & Sons, Chichester.
- ORR, Y. (1970). Temperature measurements at the nest of the desert lark *Ammomanes deserti deserti*. *Condor* 72: 476-478.
- RIVAS, S. (1987). *Memoria del Mapa de Series de la Vegetación de España*. ICONA, Madrid.
- RODRÍGUEZ TELJEIRO, J.D. y P.J. CORDERO TAPIA (1983). Orientación y selección del lugar del nido en el Gorrión Moruno (*Passer hispaniolensis*). *Doñana Acta Vertebrata* 10: 77-90.
- SCHAEFER, V.H. (1976). Geographic variation in the placement and structure of Oriole nests. *Condor* 78: 443-478.
- SIEGEL, S. (1970). *Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta*. Ed. Trillas, Mexico D.F.
- SIMMONS, R. y P.C. SMITH (1985). Do Northern Harriers (*Circus cyaneus*) choose nest sites adaptively?. *Can. J. Zool.* 63: 494-498.
- VINUELA, J. y C. SUÑER (1992). Nest orientation and hatching success of black kites *Milvus milvus* in Spain. *Ibis* 134: 340-345.
- WALSBERG, G.E. (1981). Nest-site selection and the radiative environment of the Warbling Vireo. *Condor* 83: 86-88.
- WALSBERG, G.E. (1985). Physiological consequences of microhabitat selection. Pp. 389-413 en Cody, M.L. (ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press, Orlando.
- WITH, K.A. y D.R. WEBB (1993). Microclimate of ground nests: the relative importance of radiative cover and wind breaks for three grassland species. *Condor* 95: 401-413.
- YANES, M., J. HERRANZ y F. SUÁREZ (1996). Nest microhabitat selection in larks from an European semi-arid shrubsteppe: The role of sunlight and predation. *J. Arid Environ.* 32: 469-478.

- ZAR, J.H. (1984). *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs.
- ZERBA, E. Y M.L. MORTON (1983). The rhythm of incubation from egg laying to hatching in Mountain White-crowed Sparrows. *Ornis Scand.* 14: 188-197.

Recibido, 3 diciembre 1996; aceptado, 25 marzo 1997

## COMPARACION DE LA DIETA OBTENIDA A PARTIR DE MUESTRAS ESTOMACALES Y FECALAS DEL TUCO-TUCO, *CTENOMYS MENDOCINUS*, EN DOS POBLACIONES DE LA PRECORDILLERA DE LOS ANDES, ARGENTINA

LAURA MADOERY<sup>1</sup>, MAURA KUFNER<sup>1</sup> Y SUSANA MONGE<sup>2</sup>

<sup>1</sup>CONICET, Universidad Nacional de Córdoba. Vélez Sarsfield 299, 5000 Córdoba, Argentina.

e-mail: bhufner@gtwing.efn.uncor.edu

<sup>2</sup>IADIZA, CC 507. 5500 Mendoza.

La técnica de análisis microhistológico usada para la identificación y reconocimiento de partículas vegetales, es una herramienta indispensable para el estudio de la dieta y los hábitos alimentarios de una gran variedad de herbívoros. Esta técnica adquiere relevancia cuando se trata de pequeños mamíferos de vida subterránea, donde la observación directa para el estudio de sus hábitos alimentarios no puede ser aplicada. La técnica es asimismo eficaz para determinar la utilización de alimentos por animales que los mastican finamente (Korschgen 1987).

En la literatura existe polémica con respecto al tipo de las muestras a emplear, según el objetivo que se persiga. Holechek et al. (1985) consideran que tanto los análisis de muestras de heces como de fistula esofágica, proveen una estimación fiable para la determinación de dieta en rumiantes, mientras otros autores opinan que las muestras fecales son inadecuadas para realizar estudios cuantitativos de selección de dieta en herbívoros (Phillipson et al. 1983, Norbury 1988). Las muestras fecales, que cubren un amplio rango temporal y espacial, se reconocen adecuadas para estimar composición y selección dietarias a gran escala (Norbury y Sanson 1992). No así cuando los animales comen en áreas pequeñas o preferidas; pero este no es el caso de *C. mendocinus* (Puig et al. 1992, Madoery 1993). Los principales problemas atribuidos a las muestras de heces son el error por digestibilidad diferencial

de especies y la probable separación espacial entre los sitios de alimentación y de deposición de heces. El primero sería soslayable en monogástricos como el que nos ocupa, debido a su menor eficiencia para digerir fibras (Holechek et al. 1982). En cuanto al segundo, sería menor cuando la representatividad de las muestras fuera más amplia, como ocurre en nuestro trabajo. Por otra parte, las muestras provenientes de estómagos proporcionarían mayor certeza a las estimas cuantitativas de dietas, pero requieren la muerte del animal (Norbury y Sanson 1992).

El tuco-tuco *C. mendocinus*, es un roedor fosorial del suborden Histriognata, familia Octodontidae, subfamilia Ctenominae (Reig 1958, Pascual et al. 1965). La distribución de sus poblaciones en Argentina se extiende en las provincias de Mendoza, San Luis y Neuquén (Cabrera 1961). Cava extensos sistemas de galerías que utiliza como refugio y para acceder a los "parches" de vegetación donde se alimenta (Puig et al. 1992). Su dieta a través de muestras de contenido estomacal ha sido estudiada en Cacheuta (Madoery 1993). El objetivo de este trabajo fue estudiar la composición botánica de su dieta en dos poblaciones andinas, con el objeto de comparar las estimas obtenidas de muestras estomacales y fecales, en cuanto a su capacidad para detectar las diferentes especies y sus proporciones relativas, como mejor aproximación cuantitativa.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Área de estudio

Se trabajó con dos poblaciones de *C. mendocinus* provenientes de dos localidades que difieren altitudinal, climática y fitogeográficamente. Estas fueron Paramillos de Uspallata y Cacheuta, ambas en la precordillera de Los Andes, en la provincia de Mendoza, Argentina. La primera se ubica a 3000 metros sobre el nivel del mar, entre los 32° 29'S y 69° 8'W. Es una unidad de transición entre el clima de alta montaña con precipitaciones invernales y el de planicies con régimen estival. Las precipitaciones son escasas (150-170 mm anuales) y de distribución irregular. La temperatura media es de 5° C, con valores extremos de 18,6° C y -7,3° C (Capitanelli 1969). La vegetación, que se caracteriza por la mezcla de elementos de las provincias fitogeográficas Patagónica, Puneña y Altoandina, es graminosa, dura, con subfrutices bajos y deja una alta proporción de suelo desnudo. Dominan los hemicriptófitos cespitosos del género *Bromus* sp., *Elymus* sp., *Poa* sp. y *Stipa* sp., caméfitos del género *Baccharis* sp. y *Verbena* sp. y hemicriptófitos herbáceos del género *Gaillardia*, (Ambrosetti et al. 1986).

La localidad de Cacheuta se sitúa a 1300 metros sobre el nivel del mar, 40 km al oeste de la ciudad de Mendoza. La temperatura media de enero es de 20° C y la de julio 6° C. La precipitación media anual es de 212mm y se

concentra en el período estival (Roig 1976). La vegetación corresponde al piso de *Larrea divaricata*, ubicado en la provincia fitogeográfica del Monte. La misma se presenta en tres estratos: el superior, dominado por *Larrea divaricata*, a veces compartido por *Condalia microphylla*, *Gochnatia glutinosa*, *Monthea aphylla* y *Zucagnea punctata*; el estrato medio, rico en *Artemisia mendozana* y *Bredemeyera microphylla*, y el inferior, dominado por *Acantholippia seriphioides* y las gramíneas *Aristida mendozana*, *Bromus brevis*, *Diplachne* sp., *Pappophorum* sp., *Poa* sp., *Stipa* sp. y *Trichloris crinita* (Ambrosetti et al. 1986).

### Trabajo de campo

Se realizaron capturas estacionales de *C. mendocinus* en ambas localidades. En Paramillos de Uspallata los muestreos se realizaron en los meses de marzo, junio y noviembre de 1988 y en enero de 1989. En Cacheuta se realizaron en abril, agosto y octubre de 1988 y en febrero de 1989.

Se utilizaron trampas tipo cepeo N° 0, de captura muerta, que se revisaron cada dos horas para minimizar el tiempo de permanencia de los animales en las trampas. Los animales capturados fueron sacrificados "in situ", para la extracción inmediata del tracto digestivo y de las heces de la última porción del intestino. Las muestras fueron fijadas en alcohol 70%.

Se colectaron y herborizaron especies vegetales presentes en el área de captura de los roedores para utilizarlas como colección de referencia en la preparación de los patrones para los análisis microhistológicos.

### Trabajo de laboratorio

Las muestras de los contenidos estomacales y fecales de cada localidad fueron agrupadas por estación, para ser analizadas mediante la técnica microhistológica de Baumgartner y Martin (1939), modificada por Duci (1949). Las mismas se secaron en estufa a 65° C, durante 24 horas. Posteriormente fueron molidas y tamizadas en malla de 1 mm de diámetro para uniformizar las partículas. Luego se extendió parte de cada muestra en portaobjetos con unas gotas de glicerina y se observó bajo microscopio óptico con 100x y 200x. Se eligieron 25 puntos al azar en cada uno de los 8 portaobjetos utilizados, es decir 200 puntos en total para cada estación. De la misma manera se preparó el material vegetal procedente de las zonas de estudio, para la clave de referencia.

La identificación de los vegetales consumidos se basó en caracteres epidérmicos (Williams 1969). Los resultados se presentan como frecuencias relativas de especies vegetales, calculadas como la razón entre la frecuencia de cada especie y la sumatoria de las frecuencias de todas las especies. Estas frecuencias relativas equivalen al porcentaje en peso seco de las especies vegetales en el material estomacal y fecal (Holechek y Gross 1982).

La similitud entre las dietas de las dos poblaciones y, en cada población, entre la composición estacional de las muestras estomacales y fecales, fue calculada mediante el coeficiente de similaridad de Kulczynsky, ISK (Oosting 1956). El test de U de Mann-Whitney, como se describe en Zar (1984), fue usado para examinar diferencias significativas entre frecuencias relativas estacionales de ítems alimentarios, en muestras de heces y estómagos.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se trabajó con un total de 100 animales, de los cuales en Paramillos de Uspallata se capturaron 47, correspondiendo 11 ejemplares a otoño, 13 a invierno, 11 a primavera y 12 a verano. En Cacheuta se trabajó con 53 animales, repartidos estacionalmente en 13, 14, 16 y 10 especímenes, respectivamente.

La comparación de las dietas globales de las dos poblaciones, tanto determinadas a partir de estómagos como de heces, indica que resultaron diferentes entre sí (ISK, estómagos= 25,2, heces= 18,7). Esto resume la diferencia entre la composición y proporciones específicas de las dietas de ambas localidades y confirma que se trabajó con dos poblaciones distintas. Las diferencias halladas se relacionarían con las características altitudinales y bioclimáticas que caracterizan a cada sitio.

En las muestras estacionales de estómago y heces de *C. mendocinus* pertenecientes a Paramillos de Uspallata se identificaron 27 especies vegetales en total. Todas se presentaron en el análisis de las muestras de heces, sólo 22 en las de contenido estomacal y 21 resultaron comunes a ambos tipos de muestras (Tabla 1). En Cacheuta se identificaron 30 especies, correspondiendo 26 especies al análisis de heces, 28 al de estómagos y 24 especies comunes a ambos tipos de muestras (Tabla 2).

Estacionalmente, los análisis de heces y estómagos presentaron una similaridad superior al 50% en ambas poblaciones, salvo en la de Paramillos de Uspallata en invierno (Tabla 3). Ello posiblemente debido a que la fitomasa verde disponible de algunas especies como *Bredemeyera* sp. y *Elymus* sp. es escasa en esa estación y quedan disponibles plantas secas en pie, con más fibra, menos digestibles (Wainstein y González 1969) pero forrajeadas por estos roedores. Por ello se presentarían sobreestimadas en las heces. En el verano, en que los animales forrajean brotes tiernos más digestibles (Madoery com. pers.) dicho efecto de sobreestimación desaparece, debido a que se incrementaría la velocidad y eficiencia del pasaje de material vegetal. En Cacheuta ocurriría algo similar con *Cassia* sp. y *Poa* sp., aunque cabe acotar que esta zona ofrece distinta disponibilidad de vegetación como alimento para los tuco-tucos, debido probablemente al mayor porcentaje de precipitaciones anuales (Madoery 1993).

TABLA 1

Frecuencias de las especies identificadas en estómagos (E) y heces (H) de *C. mendocinus* en Paramillos de Uspallata.

*Frequencies of identified species in stomachs (E) and faeces (H) of C. mendocinus, in Paramillos de Uspallata.*

ESPECIES	MARZO		JUNIO		NOVIEMBRE		ENERO	
	E	H	E	H	E	H	E	H
Gramíneas								
<i>Bromus sp.</i>		1,5			2,0	1,0	3,5	
<i>Elymus sp.</i>	21,0	25,5	6,5	24,0	9,0	10,0	13,0	22,5
<i>Poa sp.</i>	1,5	3,0			10,0	13,0	10,0	15,5
<i>Stipa sp.</i>	18,0	9,0	3,5	1,5	20,5	15,0	24,0	14,5
<i>Indetermin.</i>	18,5		23,0			3,5		
Herbáceas								
<i>Chenopodium sp.</i>	0,5	2,5						
<i>Erodium sp.</i>	1,5	2,0						
<i>Gillia phoetida</i>	5,0	1,0						
<i>Gomphrena sp.</i>	0,5	2,0						
<i>Lappula sp.</i>						3,5		
<i>Mullinum sp.</i>				0,5				
<i>Nassauvia sp.</i>	5,0	1,0		1,0	2,0	2,0	3,0	5,0
<i>Senecio sp.</i>	1,0	2,0	7,5		6,5	3,0		
<i>Sphaeralcea sp.</i>	12,0	22,5	0,5	5,0	7,5	5,5	5,5	0,5
Leñosas								
<i>Adesmia horrida</i>	1,0	7,0	6,0	2,0				
<i>Artemisia sp.</i>	9,0	7,0	25,0	36,5	42,0	40,5	20,5	14,5
<i>Atriplex lampa</i>								0,5
<i>Baccharis sp.</i>								0,5
<i>Bredemeyera sp.</i>	1,5	3,5	3,0	21,0			1,0	3,0
<i>Chiquiraga sp.</i>	0,5	1,5	4,5			1,5	0,5	0,5
<i>Ephedra sp.</i>							5,5	12,0
<i>Fabiana sp.</i>		2,0	3,0	2,5			1,0	1,0
<i>Larrea sp.</i>		2,0						
<i>Lycium sp.</i>	3,0	4,5	1,5				5,0	2,5
<i>Tetraglochin sp.</i>			1,5	2,0			0,5	1,0
<i>Verbena sp.</i>			14,0	0,5			6,0	5,5
Cactáceas								
<i>Indetermin.</i>	0,5	0,5	0,5	3,5	0,5	1,5	1,0	1,0

TABLA 2

Frecuencias de las especies identificadas en estómagos (E) y heces (H) de *C. mendocinus*, de Cacheuta.

*Frequencies of identified species in stomachs (E) and faeces (H) of C. mendocinus, in Cacheuta.*

ESPECIES	ABRIL		AGOSTO		OCTUBRE		FEBRERO	
	E	H	E	H	E	H	E	H
Gramíneas								
<i>Aristida sp.</i>	10,5		7,0		3,5	2,5	5,0	10,0
<i>Bromus sp.</i>		0,5					3,5	2,0
<i>Diplachne sp.</i>	1,5	0,5				0,5		
<i>Neobouteloua sp.</i>	0,5	0,5			1,0	2,0		1,0
<i>Panicum sp.</i>	4,0		6,5	6,5	11,5	9,5	15,5	25,5
<i>Pappophorum sp.</i>	9,5	11,0		0,5	5,5	1,5	3,0	5,0
<i>Poa sp.</i>	15,5	37,0	28,5	51,0	20,0	33,5	35,0	32,0
<i>Setaria sp.</i>	7,0	7,5	2,0	6,5	5,5	14,5	14,0	10,0
<i>Sporobolus sp.</i>			1,5					
<i>Stipa sp.</i>	2,0	7,5	7,0	5,0	7,5	6,0	10,5	6,0
<i>Trichloris sp.</i>	1,5	3,5					2,5	3,5
Indetermin.	31,0	14,0	17,5	5,0	26,0	3,0	5,5	1,5
Herbáceas								
<i>Acantholippia sp.</i>		3,0			4,0	4,0	1,0	
<i>Heliotropium sp.</i>							0,5	0,5
<i>Pharthenium sp.</i>							0,5	0,5
<i>Senecio sp.</i>	0,5	2,0	1,0	1,0				
<i>Sphaeralcea sp.</i>			0,5					
Leñosas								
<i>Artemisia sp.</i>				1,5	1,0	2,5		
<i>Atriplex lampa</i>	11,5	1,5	3,0	2,0	1,0	1,5	2,0	0,5
<i>Cassia sp.</i>			7,0	14,0	1,5	7,0		
<i>Cercidium sp.</i>	1,5	3,5	14,5	3,5	2,5	3,0		0,5
<i>Ephedra sp.</i>					0,5	2,0		
<i>Fabiana sp.</i>	0,5							
<i>Larrea sp.</i>	3,0		2,5	1,5	7,0	6,0		
<i>Lycium sp.</i>		1,0		0,5	1,0	0,5	0,5	1,0
<i>Neosparton sp.</i>			1,0					
<i>Prosopis sp.</i>		2,5	0,5	2,0				
<i>Schinus sp.</i>		3,5						
Indetermin.		1,0		1,5				
Cactáceas								
Indeterminadas					1,0	0,5	1,0	0,5

TABLA 3

Comparación de las muestras estacionales de heces versus estómagos de las poblaciones de tuco-tuco de Cacheuta y Paramillos de Uspallata, ISK: similitud de la composición de las muestras. U: diferencias entre frecuencias relativas de especies en las muestras. Probabilidad del estadístico Z entre paréntesis.

*Comparison of fecal versus stomach samples of Tuco-tuco populations from Cacheuta and Paramillos de Uspallata, ISK: similitary of diets composition. U: differences between relative frecuencies of species. In parenthesis Z statistic*

ESTACION	CACHEUTA			P. USPALLATA		
	ISK	U	(Z)	ISK	U	(Z)
Otoño	54,0	0,265	(0,790)	62,5	0,604	(0,545)
Invierno	62,5	0,547	(0,583)	43,5	0,576	(0,564)
Primavera	66,5	0,033	(0,973)	88,0	0,569	(0,568)
Verano	80,0	0,570	(0,568)	73,0	0,425	(0,797)

Las dietas estacionales de las dos poblaciones estudiadas a partir de heces, no presentaron diferencias significativas con las de estómagos en las proporciones de sus diferentes componentes (Tabla 3). Esto concuerda con estudios en los que no se encontraron diferencias entre muestras de estómagos y heces de otros roedores silvestres y tampoco entre fístula esofágica o rumen y heces de rumiantes poligástricos (Holechek et al. 1985, Shalaway y Slobodchikoff 1988).

En nuestro estudio algunas especies vegetales aparecieron sólo en un tipo de muestra, estómago o heces, en ambas poblaciones. Ello podría deberse a digestibilidad diferencial y/o a la capacidad digestiva del animal, que no han sido objeto de este estudio. Si bien se acepta que en monogástricos silvestres la digestibilidad diferencial no constituiría una objeción para describir las proporciones relativas de las especies vegetales en sus dietas (Holechek et al 1982, Norbury 1988), según ya se dijo.

La discrepancia de numerosos autores sobre esta temática, demuestra que por el momento no existe un patrón que determine la utilización de un tipo de muestra que realice la mejor aproximación cuantitativa en la dieta de hervíboros. No obstante, nuestros datos indican que es posible utilizar en forma indistinta muestras de contenido estomacal o de material de heces, para realizar estudios de composición botánica de la dieta de *C. mendocinus*. Esto es así, aún trabajando con poblaciones de este roedor fosorial y monogástrico con diferentes distribución, habitat y alimentación.

*Palabras clave:* Argentina, Contenido estomacal, *Ctenomys mendocinus*, Dieta, Heces, Precordillera de los Andes.

## ABSTRACT

*Comparison of tuco-tuco Ctenomys mendocinus diets, obtained from stomach and fecal samples of two andean populations in Argentina.*

The adequacy of microhistological analysis of feces for quantitative studies of herbivore food is discussed by several authors. This paper deals with botanical composition diet of two *Ctenomys mendocinus* populations, comparing faecal and stomach analysis suitability to detect different species and its relative proportions in diets. From March 1988 to February 1989, 100 animals were captured in Paramillos de Uspallata and Cacheuta, Mendoza, Argentina. Faeces and stomachs were kept for analysis. Diets from both populations were different probably in relation with bioclimatic conditions in the areas. Each population seasonal diets, from faeces and stomachs had a similarity from 46.5 to 85.5%. Relative frequencies of vegetal species from both, faeces or stomachs, did not present differences ( $P < 0.05$ ). It is concluded that faeces analysis are as good as stomachs' to describe *C. mendocinus* diet, in this region.

**Key words:** Argentina, Andean Precordillera, *Ctenomys mendocinus*, Diet composition, Faeces, Stomachs contents.

## BIBLIOGRAFÍA

- AMBROSETTI, J.A., L.A. DEL VITTO, F. ROIG (1986). La vegetación del Paso de Uspallata, Provincia de Mendoza, Argentina. Veroff. Geobot. Inst. Eth. Stiftung Rubel, Zurich. 91: 141-180.
- BAUMGARTNER, L.L. y A. C. MARTIN (1939). Plant histology as an aid squirrel food habit studies. *J. Wild. Manage.* 3: 266-268.
- CABRERA, A. (1961). Catálogo de los mamíferos de América del Sur. *Rev. Mus. Cs. Nat. "Bernardino Rivadavia", Cs. Zool., Bs.As.* 4(I-XXII): 309-732.
- CAPITANELLI, R. (1969). Bosquejo geográfico de la provincia de Mendoza. Pp. 1-15 en Décimas Jornadas Argentinas de Botánica, 11-27 enero 1968. Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza.
- DUCCI, J.L. (1949). Method for the determination of food habit by plant microtechniques and histology and their application to cotton-tail rabbit food habits. *J. Wild Manage.* 13: 295-298.
- HOLECHEK, J.L. y B. GROSS (1982). Evaluation of different calculation procedures for microhistological analysis. *J. Range. Manage.* 35: 721-723.
- HOLECHEK, J.L., M. VAVRA y R. D. PIEPPER (1982). Botanical composition determination of range herbivores diets: a review. *J. Range Manage.* 35: 309-315.
- HOLECHEK, J.L., M. VAVRA, D. MANZANARES, M. SANCHEZ y J. BOSHE (1985). A comparison of esophageal fistula and fecal material to determine cattle diet botanical composition. *Proceedings, Western Section, American Society of Animal Science.* 36: 286-289.

- KORSCHGEN, L. (1980). Procedimientos para el Análisis de los Hábitos Alimentarios. Pp. 119-134. en *Manual de Técnicas de Gestión de Vida Silvestre*. Rubén Rodríguez Tarrés (ed.) (WWF), Maryland.
- MADOERY, L.A. (1993). Composición botánica de la dieta del tuco-tuco (*Ctenomys mendocinus*) en el piedemonte cordillerano. *Ecología Austral* 3: 49-55.
- NORBURY, G.L. (1988). A Comparison of Stomach and Faecal Samples for Diet Analysis of Grey Kangaroos. *Aust. Wildl. Res.* 15: 249-255.
- NORBURY, G.L. Y G. SANSON (1992). Review. Problems with measuring diets selection of terrestrial mammalian herbivores. *Austral. J. of Ecology* 17: 1-17.
- OOSTING, H.J. (1956). *The study of plant communities*. W.H. Freeman and Co. San Francisco, California.
- PASCUAL, R., J. PISANO Y E. ORTEGA (1965). Un nuevo Octodontidae (Rodentia, Caviomorpha) de la Formación Epecuén (Plioceno Medio) de Hidalgo (Prov. de La Pampa). *Ameghiniana* 4: 19-39.
- PHILLIPSON, J., M. SARRAZIN-COMANS Y C. STOMATOPOULOS (1983). Food Consumption by *Microtus agrestis* and the Unsuitability of Faecal Analysis for the Determination of Food Preference. *Acta Theriol.* 28: 397-416.
- PUIG, S., M. ROSI, F. VIDELA Y V. ROIG (1992). Estudio ecológico del roedor subterráneo *Ctenomys mendocinus* en la precordillera de Mendoza, Argentina: densidad poblacional y uso del espacio. *Rev. Chilena de Hist. Nat.* 65: 247-254.
- REIG, O. (1958). Notas para una actualización del conocimiento de la fauna de la Formación Chapadmalal. Lista faunística preliminar. *Act. Geol. Lilloana* 2: 241-253.
- ROIG, F. (1976). Las comunidades vegetales del piedemonte de la precordillera de Mendoza. *Ecosur* 3: 1-45.
- SHALAWAY, S. y C. SLOBODCHICOFF (1988). Seasonal changes in the diet of Gunnison's prairie dog. *J. Mammal.* 69: 835-841.
- WAINSTEIN, P. Y S. GONZÁLEZ (1969). Valor nutritivo de las plantas forrajeras del Este de la provincia de Mendoza (Reserva Ecológica de Ñacuñán). *Rev. Fac. Cien. Agr.* 15: 133-142.
- WILLIAMS, O.B. (1969). An important technique for identification of plant fragment in herbivores feces. *J. Range. Manage.* 22: 51-52.
- ZAR, J.H. (1984). *Biostatistical analysis*. Second edition. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N.J.

Recibido, 16 enero 1997; aceptado, 12 mayo 1997

ESTRUCTURA GENÉTICA Y DISTRIBUCIÓN DE LA  
VARIABILIDAD ENZIMÁTICA EN POBLACIONES  
NATURALES DE ESTORNINO NEGRO  
(*STURNUS UNICOLOR*)

P.J. DE LA CRUZ-CARDIEL Y J.A. ELENA-ROSSELLÓ

Dpto. de Biología General (B. Vegetal), Facultad de Biología Universidad de Salamanca, 37007  
Salamanca, España.

Correo electrónico:  
<perico@gugu.usal.es> <jaer@gugu.usal.es>

El Estornino Negro (*Sturnus unicolor*) es un ave típicamente mediterránea, restringida en su distribución al norte de África, Península Ibérica, Islas Baleares, Córcega, Cerdeña, Sicilia y recientemente, sureste de Francia, donde ha comenzado a reproducirse en su expansión hacia el norte de Europa (Ferrer et al. 1991, Cambrony y Motis 1994, Cramp y Perrins 1994, Kayser y Rousseau 1994).

A pesar de la distribución restringida de esta especie, la existencia o no de variabilidad intraespecífica (a nivel de caracteres biométricos y/o morfológicos) ha suscitado gran interés desde la década de los 70. El primer trabajo sobre el tema lo realizaron Hiraldo y Herrera en 1974; mediante un estudio morfológico y biométrico de caracteres fenotípicos (peso, longitud del ala, cola, culmen, tarso, colorido) de diferenciación de edades y dimorfismo sexual, estos autores, llegaron a la conclusión de que las poblaciones ibéricas se mostraban homogéneas, pero existían diferencias entre machos y hembras, adultos e inmaduros.

En 1989 Peris, en un análisis sobre la biometría del estornino negro, demuestra estadísticamente la poca fiabilidad de los caracteres biométricos para diferenciar los grupos de edades y sexo, volviendo así a mostrar la homogeneidad fenotípica dentro de esta especie.

Años más tarde, el mismo autor (Peris 1992) realiza un estudio sobre variabilidad geográfica, utilizando como carácter biométrico la longitud alar; Peris en esta ocasión pone en evidencia la existencia de una variabilidad latitudinal para este parámetro en machos.

Como puede apreciarse, los resultados sobre la biometría y morfometría de esta especie han proporcionado opiniones controvertidas; y dado que los caracteres usados hasta ahora para estudiar diferencias en esta especie, han sido fenotípicos y por tanto influenciados por el ambiente (Dobzhansky et al. 1988), con nuestro estudio hemos pretendido demostrar, con la ayuda de

marcadores genéticos (electroforéticos) no influenciados por el ambiente (Otha 1992), la existencia o no de variabilidad genética entre y dentro de las poblaciones. Para ello se ha realizado un análisis de la estructura genética y distribución geográfica de la variabilidad en poblaciones naturales de estornino negro.

### MATERIAL Y MÉTODOS

El material utilizado en el presente estudio se recolectó en cinco poblaciones naturales de la especie: Vecinos (n=23; noreste de Salamanca, UTM 30TTL6625); Robleda-1 (n=20; suroeste de Salamanca, UTM 29TQE0473); Aranda (n=20; sur de Burgos, UTM 30TVM4015); Peñaranda (n=21; suroeste de Burgos, UTM 30TVM6015) y Robleda-2 (n=20; suroeste de Salamanca, UTM 29TQE0474) (Figura 1). Los ejemplares capturados fueron sacrificados en el momento y trasladados al laboratorio en hielo seco. Una vez allí se procedía a la obtención de extractos proteicos, empleando como órgano el hígado según la técnica descrita por de la Cruz-Cardiel *et al.* (1997). A partir de muestras de los extractos proteicos, cada uno de los individuos quedó caracterizado electroforéticamente (electroforesis en geles de almidón y/o acrilamida) de acuerdo con las técnicas descritas por Poulik (1957), Laemmli



Figura 1. Localidades de muestreo de Estornino Negro. Robleda-1(A), Robleda-2(B), Vecinos (C), Peñaranda (D) y Aranda (E)

*Locations of Spotless Starling sampled populations.*

(1970), Evans (1987), Pasteur *et al.* (1987), Murphy *et al.* (1990), De la Cruz-Cardiel (1996) y De la Cruz-Cardiel *et al.* (1997).

Las frecuencias alélicas y genotípicas así como los parámetros de diversidad genética entre y dentro de las poblaciones fueron calculadas mediante el programa Biosys-1 de Swofford y Selander (1989). Así mismo se calculó el valor del flujo genético entre las poblaciones según el método indirecto de Wright (Slatkin 1987), basado en la siguiente ecuación [ $F_{st} = 1/(1+4Nm)$ ]. Las relaciones entre las poblaciones fueron analizadas y representadas mediante un dendrograma UPGMA (Sneath y Sokal 1973), empleando el coeficiente de distancia genética de Rogers (1972).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se han caracterizado un total de 14 sistemas enzimáticos (Tablas 1 y 2): alcohol deshidrogenasa (ADH) con tres loci *Adh-1*, *Adh-2* y *Adh-3*; fosfatasa ácida (ACP) con un locus *Acp-1*; fosfatasa alcalina (ALP) con un locus *Alp-1*; catalasa (CAT) con un locus *Cat-1*; glicerol-3-fosfato deshidrogenasa (GPD) con dos loci *Gpd-1* y *Gpd-2*; glucosa-6-fosfato deshidrogenasa (G6PDH) con tres loci *G6pdh-1*, *G6pdh-2* y *G6pdh-3*; glutamato deshidrogenasa (GTDH) con cuatro loci *Gtdh-1*, *Gtdh-2*, *Gtdh-3* y *Gtdh-4*; lactato deshidrogenasa (LDH) con dos loci *Ldh-1* y *Ldh-2*; leucín amino peptidasa (LAP) con dos loci *Lap-1* y *Lap-2*; esterasa (EST) con seis loci *Est-1*, *Est-2*, *Est-3*, *Est-4*, *Est-5* y *Est-6*; peroxidasa (PER) con un locus *Per-1*; superóxido dismutasa (SOD) con dos loci *Sod-1* y *Sod-2*; sorbitol deshidrogenasa (SDH) con un locus *Sdh-1* y xantina deshidrogenasa (XDH) con un locus *Xdh-1*. Los loci *Adh-1*, *Adh-2*, *Adh-3*, *Acp-1*, *Est-1*, *Est-2*, *Est-5*, *Est-6*, *Gtdh-1*, *Gtdh-3*, *Gtdh-4*, *G6pdh-1*, *G6pdh-2*, *G6pdh-3*, *Gpd-1*, *Lap-1*, *Ldh-1*, *Ldh-2*, *Per-1*, *Sdh-1*, *Sod-1* y *Xdh-1* fueron monomórficos con un único alelo. Los loci *Alp-1*, *Cat-1*, *Est-4*, *Gtdh-2*, *Gpd-2*, *Lap-2* y *Sod-2* fueron polimórficos con dos alelos y el locus *Est-3* también polimórfico presentó tres alelos. En total se han identificado 30 loci y 39 alelos, con una media de 1,3 alelos por locus.

El porcentaje de polimorfismo (P) ha sido del 26% (Tabla 3), valor muy similar al obtenido por Ross (1983) con un 25% al comparar poblaciones de estornino pinto (*S. vulgaris*), el valor promedio para aves es del 24% (Evans 1987). La heterozigosidad media observada ( $H_o$ ) ha sido de 0,092 (Tabla 3); no habiéndose encontrado diferencias estadísticamente significativas mediante un  $\chi^2$  entre las frecuencias genotípicas observadas y las esperadas según Hardy-Weinberg en las poblaciones ( $p > 0,05$ ). Ross (1983) obtuvo unos valores de heterozigosidad que variaban de 0,024 a 0,045 y el valor promedio para aves es 0,04 (Evans 1987). Si bien el valor de polimorfismo es muy similar al obtenido por otros autores, en el caso de la heterozigosidad, los valores observados en las poblaciones de estornino negro son superiores tanto a las

TABLA 1

Sistemas enzimáticos analizados, nº de la Comisión de Enzimas (Ec), tampones empleados y técnica de revelado en Estornino Negro.

*Enzymes and buffer systems, and source of stain recipe, used in electrophoresis analysis of Spotless Starling.*

Enzima <i>Enzyme</i>	Ec	Tampón gel <i>Gel buffer</i>		Tampón electrodos <i>Electrode buffer</i>		Revelado <i>Stain recipe</i>
ADH	1.1.1.1	#Tris-Citrato	pH=8,7	Bórico-NaOH	pH=8,2	May (1992)
ACP	3.1.3.2	+Tris-Citrato	pH=6,4	Tris-Citrato	pH=6,0	Shaw y Prasad (1970)
ALP	3.1.3.1	#Tris-Citrato	pH=8,7	Bórico-NaOH	pH=8,2	Pasteur <i>et al.</i> (1987)
CAT	1.11.1.6	§Tris-HCl	pH=8,8	Tris-Glicina	—	Racchi y Terragna (1993)
EST	3.1.1.-	*Litio-Borato	pH=8,1	Tris-Citrato	pH=8,4	Elena-Rosselló (1979)
GTDH	1.4.1.2	#Tris-Citrato	pH=8,7	Bórico-NaOH	pH=8,2	Pasteur <i>et al.</i> (1987)
GPD	1.1.1.8	#Tris-Citrato	pH=8,7	Bórico-NaOH	pH=8,2	Murphy <i>et al.</i> (1990)
LAP	3.4.11.1	#Tris-Citrato	pH=8,7	Bórico-NaOH	pH=8,2	Shaw y Prasad (1970)
LDH	1.1.1.27	#Tris-Citrato	pH=8,7	Bórico-NaOH	pH=8,2	Pasteur <i>et al.</i> (1987)
PER	1.11.1.7	§Litio-Borato	pH=8,1	Tris-Citrato	pH=8,4	De la Cruz-Cardiel (1996)
SOD	1.15.1.1	*Litio-Borato	pH=8,1	Tris-Citrato	pH=8,4	Selander <i>et al.</i> (1971)
SDH	1.1.1.14	+Tris-Citrato	pH=6,4	Tris-Citrato	pH=6,0	Pasteur <i>et al.</i> (1987)
XDH	1.1.1.204	+Tris-Citrato	pH=6,4	Tris-Citrato	pH=6,0	Pasteur <i>et al.</i> (1987)

Geles de almidón al 12% [# Poulik (1957), \* Evans (1987), + Pasteur *et al.* (1987)]; Gel de acrilamida al 12,5% § (Laemmli, 1970).

Starch gel 12% [# Poulik (1957), \* Evans (1987), + Pasteur *et al.* (1987)]; Acrylamide gel 12,5% § (Laemmli, 1970).

TABLA 2  
 Frecuencias genotípicas observadas (%) en cada uno de los loci polimórficos y poblaciones de Estornino Negro.  
*Observed genotypic frequencies (%) for every polymorphic loci in Spotless Starling populations.*

Genotipo		Vecinos	Poblaciones			
			Robleda-1	Aranda	Robleda-2	Peñaranda
Alp-1	aa	21,10	23,52	26,31	17,64	4,76
	ab	57,89	58,82	52,63	64,70	66,66
	bb	21,10	17,64	21,05	17,64	28,57
Cat-1	aa	36,36	31,58	38,88	29,41	19,04
	ab	50,00	63,16	55,55	70,59	71,42
	bb	13,63	5,26	5,55	0,00	9,52
Est-3	aa	14,28	0,00	0,00	6,25	5,00
	ab	4,34	5,88	5,26	0,00	0,00
	bb	8,69	29,42	21,05	12,50	15,00
	oo	65,21	64,70	73,68	81,25	80,00
Est-4	aa	95,23	52,94	78,94	93,75	75,00
	ab	0,00	29,41	21,06	6,25	15,00
	bb	4,76	17,65	0,00	0,00	10,00
Gtdh-2	aa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	ab	15,00	38,88	65,00	35,29	20,00
	bb	85,00	61,12	35,00	64,71	80,00
Gpd-2	aa	31,58	31,25	25,00	17,84	25,00
	ab	68,42	62,50	75,00	76,47	50,00
	bb	0,00	6,25	0,00	5,89	25,00
Lap-2	aa	52,63	57,90	40,00	37,50	42,85
	ab	21,05	21,05	45,00	12,50	9,52
	bb	26,32	21,05	15,00	50,00	47,61
Sod-2	aa	13,04	0,00	0,00	0,00	0,00
	ab	4,34	0,00	30,00	17,65	16,66
	bb	82,60	100	70,00	82,35	83,34

obtenidas para estornino pinto como las dadas como valores promedios para poblaciones de aves.

La distancia genética media entre las poblaciones para el índice de Rogers (1972) ha sido  $D=0,015$  (Tabla 4). Ross (1983) en poblaciones de estornino pinto obtuvo un valor de distancia de 0,016 y Hackett (1995) obtuvo valores entre 0,008 y 0,032 al comparar poblaciones de *Diglossa mistacalis*. Por lo que a este parámetro se refiere, nuestros valores son muy similares a los obtenidos por otros investigadores tanto en poblaciones de estorninos como de otras especies de aves.

TABLA 3

Valores de polimorfismo ( $P$ ), heterozigosidad observada ( $H_o$ ) y esperada ( $H_e$ ), variabilidad  $F$ -estadísticos ( $F_{is}$ ,  $F_{st}$ ,  $F_{it}$ ) y flujo genético ( $Nm$ ) en poblaciones de Estornino Negro.

*Polymorphism ( $P$ ), observed ( $H_o$ ) and expected ( $H_e$ ) heterozygosity, estimates of  $F$ -statistics ( $F_{is}$ ,  $F_{st}$ ,  $F_{it}$ ) and gene flow ( $Nm$ ) in Spotless Starling populations.*

	Vecinos	Robleda-1	Poblaciones		Peñaranda	Media
			Aranda	Robleda-2		
P	26,67	23,33	26,67	26,67	26,67	26,00
$H_o$	0,074	0,093	0,117	0,094	0,083	0,092
$H_e$	0,094	0,103	0,105	0,092	0,097	0,098
$F_{is}$	0,216	0,109	-0,096	-0,022	0,147	0,064
$F_{st}$	#####	#####	#####	#####	#####	0,035
$F_{it}$	#####	#####	#####	#####	#####	0,092
$Nm$	#####	#####	#####	#####	#####	6,892

TABLA 4

Matriz de distancias genéticas entre las poblaciones de Estornino Negro para el índice de Rogers (1972).

*Matrix of Rogers' (1972) genetic distance between all populations of Spotless Starling.*

Población	Robleda-1	Aranda	Robleda-2	Peñaranda
Vecinos	0,029	0,019	0,020	0,027
Robleda-1	####	0,023	0,031	0,035
Aranda	####	####	0,023	0,033
Robleda-2	####	####	####	0,019

El valor de la variabilidad total encontrada para el conjunto de las poblaciones ( $F_{it}$ ) ha sido de 0,092, observándose una variabilidad intrapoblacional o índice de consanguinidad ( $F_{is}$ ) de 0,064, y un valor de 0,035 para la variabilidad interpoblacional ( $F_{st}$ ) (Tabla 3).

La variabilidad total encontrada para la especie es por tanto del 9,2%; ésta se distribuye principalmente dentro de las poblaciones (96,5%), correspondiéndole únicamente el 3,5% del total a la variabilidad interpoblacional.

El valor del flujo genético ha sido muy alto ( $Nm=6,89$ ), indicativo de un elevado número de emigrantes entre las poblaciones. El intercambio de ejemplares, superior a 1, sería el causante de la baja diferenciación interpoblacional y consecuentemente de la homogeneidad genética observada entre las poblaciones.

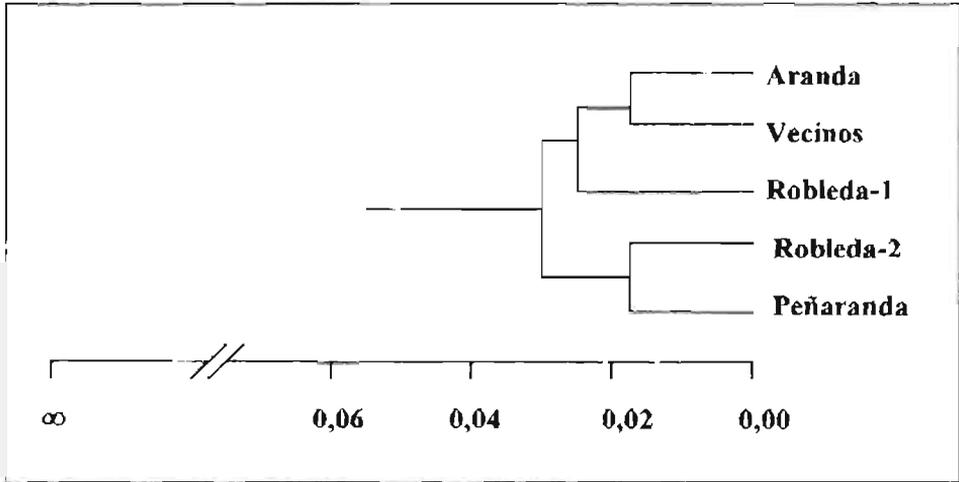


Figura 2. Dendrograma para el índice de distancia genética de Rogers (1972). Correlación cofenética  $r_c=0,651$ .

*Dendrogram of populations, relationships based on Rogers' (1972) genetic distance. Cophenetic correlation  $r_c=0.651$ .*

Como se deduce del dendrograma (Figura 2) no se ha podido encontrar relación alguna entre el origen geográfico de las poblaciones y su estructura genética.

Nuestros resultados, acerca de la variabilidad genética y distribución geográfica de la misma en las poblaciones naturales de estornino negro, confirman los obtenidos por Hiraldo y Herrera (1974) y Peris (1989) sobre la homogeneidad fenotípica de las poblaciones. No existe, sin embargo, base genética alguna, que nos permita concluir a cerca de una variación clinal entre los individuos de la especie, tal y como observara Peris (1992) para un carácter fenotípico (longitud alar) en machos. Así mismo este resultado implica que, en principio, no existirían problemas sobre la viabilidad de las poblaciones y de la especie, si en un futuro fuera necesaria la realización de estudios de impacto ambiental, demográficos o de reordenación territorial que afectaran al estornino negro.

#### AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento a Carlos de la Cruz, Jesús Casado, Gelo Quero, Javier López, Roberto González, Oscar Hita y Raul Alves por su ayuda a la hora de realizar las capturas de los ejemplares. Igualmente queremos agradecer a dos anónimos evaluadores los comentarios

sobre el manuscrito original. Este trabajo se ha realizado gracias a un Proyecto Acciones Concretadas de la Universidad de Salamanca (0092Ac36).

*Palabras Clave:* Estornino Negro, *Sturnus unicolor*, isoenzimas, variabilidad genética.

ABSTRACT

*Genetic structure and enzymatic variability in natural populations of Spotless Starling (Sturnus unicolor).*

A study on enzymatic variability of five populations of Spotless Starling *Sturnus unicolor* has been made. The polymorphism rate obtained was  $P=26\%$ , and that for heterozygosity  $H_u=0.092$ . Genetic distance among populations was  $D=0.015$ , and gene flow  $Nm=6.8$ . All populations have shown great uniformity in connection with its genetic structure, and the variability observed within populations is bigger than that found among them. Spanish populations show great homogeneity and no differences due to their geographical origin have been observed.

*Key Words:* genetic variability, isozymes, Spotless Starling, *Sturnus unicolor*.

BIBLIOGRAFÍA

- CAMBRONY, M. y A. MOTIS (1994). L'étourneau unicolor *Sturnus unicolor*. Une nouvelle espèce pour l'avifaune des Pyrénées-Orientales. *La Melanocéphale* 7: 57-63.
- CRAMP, S. y C.M. PERRINS (1994). *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic* Vol. VIII. Oxford University Press, Oxford.
- DE LA CRUZ-CARDIEL, P.J. (1996). Variabilidad genética en poblaciones naturales de Estorninos (*Sturnus unicolor* y *S. vulgaris*). Tesis doctoral, Universidad de Salamanca.
- DE LA CRUZ-CARDIEL, P.J., J.A. ELENA-ROSSELLO, B. DECEUNINCK, y S.J. PERIS (1997). Allozyme polymorphism and interspecific relationships in the Common Starling (*Sturnus vulgaris*) and Spotless Starling (*S. unicolor*) (Aves: Sturnidae). *J. Zool. Sys. Evol. Research* 35: 75-79.
- DOBZHANSKI, T., F.J. AYALA, G.L. STEBBINS, y J.W. VALENTINE (1988). *Evolución*. Edit. Omega, Barcelona.
- ELENA-ROSSELLO, J.A. (1979). Identification of a species-specific enzyme marker (locus Esterase-E) in *Thymus*. *J. of Heredity* 70: 147-149.
- EVANS, P.G.H. (1987). Electrophoretic variability of gene products. pp. 105-162. En F. Cooke and P.A. Buckley (Eds). *Avian Genetics. A population and Ecological approach*. Academic Press, London.
- FERRER, X., A. MOTIS y S.J. PERIS (1991). Changes in the breeding range of starlings in the Iberian Peninsula during the last 30 years: competition as a limiting factor. *J. Biogeogr.* 18: 631-636.
- HACKETT, S.J. (1995). Molecular systematics and zoogeography of flowerpiercers in the *Diglossa baritula* complex. *Auk* 112: 156-170.

- HIRALDO, F. Y C.M. HERRERA (1974). Dimorfismo sexual y diferenciación de edades en *Sturnus unicolor* Temm. *Doñana, Acta Vertebrata* 1: 149-170.
- KAYSER, Y. Y E. ROUSSEAU (1994). Premières données sur l'Étourneau unicolore (*Sturnus unicolor*) dans le sud de la France. *Nos Oiseaux* 42: 369-378.
- LAEMMLI, U.K. (1970). Cleavage of structural proteins during the assembly of the head of Bacteriophage T-4. *Nature* 227: 680-685.
- MAY, B. (1992). *Molecular genetic analysis of population. A practical approach*. Edit. A.R. Hoelzel IRL Press, Oxford.
- MURPHY, R.W., J.W. SITES, D.G. BUTH Y C.H. HAUFLE (1990). Proteins I: Isozyme electrophoresis. Pp. 45-126. En Hillis, D.M. y Moritz, C. (eds.) *Molecular Systematics*. Sinauer Associates Inc. Massachusetts.
- OTHA, T. (1992). The nearly neutral theory of molecular evolution. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 23: 263-286.
- PASTEUR, N., G. PASTEUR, F. BONHOMME, J. CATALAN Y J. BRITTON-DAVIDIAN (1987). *Manuel technique de génétique par électrophorèse des protéines*. Edit. Technique et documentation Lavoisier, Paris.
- PERIS, S.J. (1989). Biometría de Estornino Negro (*Sturnus unicolor* Temm.) en el centro-oeste de la Península Ibérica. *Misc. Zool.* 13: 217-220.
- (1992). A note on the geographical variation of the Spotless Starling *Sturnus unicolor* Temm.. *Ardea* 80: 311-314.
- POULIK, M.D. (1957). Starch electrophoresis in a discontinuous system of buffers. *Nature* 180: 1477-1485.
- RACCHI, M.L. Y C. TERRAGNA (1993). Catalase isozymes are useful markers of differentiation in maize tissue cultures. *Plant. Sci.* 93: 195-202.
- ROGERS, J.S. (1972). Measures of genetic similarity and genetic distance. *Stu. in Genetics. Univ. Texas Publ.* 7213: 145-153.
- ROSS, H.A. (1983). Genetic differentiation of starling (*Sturnus vulgaris*: aves) populations in the New Zealand and Great Britain. *J. Zool. London* 201: 351-362.
- SELANDER, R.K., M.M. SMITH, S.M. YANG, W.E. JOHNSON Y J.B. GENTRY (1971). Biochemical polymorphism in the genus *Peromyscus* I variation of the old-field mouse *Peromyscus polionatus*. *Stud. Genetics. Univ. Texas* 7103: 49-90.
- SHAW, C.R. Y R. PRASAD (1970). Starch gel electrophoresis of enzymes a compilation of recipes. *Biochem. J.* 4: 297-320.
- SLATKIN, M. (1987). Gene flow and geographic structure of natural populations. *Science* 236: 787-792.
- SNEATH, P.H. Y R.R. SOKAL. (1973). *Numerical taxonomy*. Edit. W.H. Freeman and Co., San Francisco.
- SWOFFORD, D.L. Y R.B. SELANDER (1989). *BIOSYS-1 A computer program for the analysis of allelic variation in population genetics and biochemical systematics. Release 1.7*. Illinois Nat. Hist. Surv. Champaign. Illinois.

Recibido, 10 marzo 1997; aceptado, 17 junio 1997.

# ESTIMACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD TRÓFICA PARA EL QUEBRANTAHUESOS (*GYPÆTUS BARBATUS*) EN CATALUÑA (NE ESPAÑA) E IMPLICACIONES SOBRE SU CONSERVACIÓN

ANTONI MARGALIDA<sup>1</sup>, DIEGO GARCÍA<sup>2</sup> Y RAFAEL HEREDIA<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Grup d'Estudi i Protecció del Trencalòs (GEPT). Ap. 43 E. 25520 El Pont de Suert (Lleida). España.

<sup>2</sup>Generalitat de Catalunya. DARP. Direcció General del Medi Natural. Servei de Protecció i Gestió de la Fauna. Gran Via, 612-614. E- 08007. Barcelona. España.

<sup>3</sup>Camino del Túnel, s/n. E- 33203 Somió (Gijón). España.

La baja disponibilidad de alimento suele ser uno de los argumentos más utilizados para justificar la regresión en poblaciones de aves carroñeras ibéricas (Donázar 1993), aunque se conocen excepciones en las que la regresión se produce sin que existan relaciones con las limitaciones de alimento (véase Arroyo et al. 1990, Donázar y Fernández 1990).

El conocimiento y estimación de la disponibilidad de alimento para el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*), así como su distribución espacio-temporal, puede ser un parámetro importante a tener en cuenta de cara a su conservación, al tratarse de una especie amenazada en Europa (Hiraldo et al. 1979) y considerada *en peligro de extinción* en España (Blanco y González 1992).

La especialización del quebrantahuesos puede facilitar la cuantificación del alimento (véase Clouet 1984, Canut et al. 1987, Heredia 1991a), por cuanto éste se basa mayoritariamente en restos óseos de ungulados domésticos y salvajes (Hiraldo et al. 1979, Heredia 1991a, Donázar 1993). De ahí que la estimación de la biomasa que éstos ofrecen puede ser un indicador para conocer la disponibilidad de alimento, las limitaciones en la extensión geográfica de la especie, la posible influencia en el éxito reproductor (véase Newton 1979), así como la funcionalidad y necesidad de los puntos de alimentación suplementaria (Heredia 1991b).

El presente trabajo expone los resultados de una aplicación metodológica que cuantifica la disponibilidad de los principales recursos tróficos explotables por las parejas pirenaicas de quebrantahuesos, diferenciando los recursos necesarios durante el periodo reproductor y el resto del año. A raíz de los resultados obtenidos se discuten las implicaciones que puede tener en la gestión y manejo de la especie en Cataluña.

## ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

El área de estudio comprende una superficie de 7824 km<sup>2</sup> donde se ubican las comarcas pirenaicas, prepirenaicas y colindantes con las Sierras exteriores (Antor 1985) del norte de Cataluña (NE España). Dicha área alberga actualmente 19 territorios (García et al. 1996) que representan el 30 % de la población surpirenaica (n = 63, R. Heredia inédito).

El desconocimiento de las áreas de campeo explotadas por las diferentes parejas así como el solapamiento intraespecífico de los territorios, no han permitido la estimación de la variabilidad en la abundancia teórica de los recursos disponibles por las parejas estudiadas. Por este motivo, la distribución de las parejas queda repartida en 14 territorios en la zona occidental y 5 en la oriental. Por subpoblaciones (Canut et al. 1987), 11 territorios se encuentran en el sector pirenaico, 6 en el prepirenaico y 2 en las Sierras exteriores. Estos dos territorios, a efectos prácticos para la aplicación metodológica han sido incluidos en la subpoblación prepirenaica, ya que principalmente explotan dicha zona.

Los datos de los censos de ganado ovino y caprino fueron facilitados por las oficinas comarcales del Departament d'Agricultura Ramaderia i Pesca (DARP) de la Generalitat de Catalunya. La información referente a los ungulados salvajes procede de Marco et al. (1995) y datos inéditos del DARP. Este recurso ha sido considerado que es explotado en 4 territorios de la zona oriental y 7 de la occidental. Biogeográficamente su aprovechamiento queda limitado a los 11 territorios pirenaicos.

## PARÁMETROS UTILIZADOS PARA LA ESTIMACIÓN DE LOS RECURSOS

*Distribución y disponibilidad estacional de los recursos*

A diferencia de estudios precedentes (Clouet 1984, Canut et al. 1987, Heredia 1991a) se ha estudiado la disponibilidad trófica en dos periodos diferenciados: estival y reproductor. El periodo estival recoge la biomasa aprovechable desde la segunda quincena de junio hasta la primera de octubre, coincidiendo con la permanencia del ganado doméstico en pastos de altura (Roigé 1995). Este periodo se traduce fenológicamente en el abandono del nido por parte de los pollos y el periodo de emancipación (Sunyer, informe inédito). El periodo reproductor engloba la biomasa aprovechable desde la segunda quincena de octubre hasta la primera quincena de junio. Durante estos meses se produce trashumancia interna y el ganado permanece semiestabulado (Roigé 1995). Para la ecología de la especie supone los recursos presentes durante la prepuesta (reconstrucción del nido y cópulas), incubación y crianza del pollo (Heredia 1991c). Si bien es evidente el solapamiento en cuanto a la disponibilidad de las bajas antes de la innivación y durante el

deshielo primaveral (Heredia 1979), hemos prescindido de su consideración para este estudio.

La biomasa aprovechable del género *Rupicapra* (adultos y cabritos) sólo se ha considerado durante el periodo reproductor, ya que la mayoría de bajas (debido a las duras condiciones físicas y climáticas) debe producirse entonces (García-González et al. 1985). Los puntos de alimentación suplementaria (Heredia 1991b), en Cataluña funcionan de noviembre a mayo (García, informe técnico inédito), con lo cual, su aprovechamiento queda también restringido al periodo reproductor.

#### *Mortalidad y biomasa aprovechable por cadáver*

Pese a que esta variable sufre importantes variaciones anualmente, la mortalidad se ha calculado en base al seguimiento de varias explotaciones ovinas escogidas al azar durante un período de cuatro años. La mortalidad mínima obtenida para el periodo reproductor fue del 1 % y del 4 % para la estival. La mortalidad del género *Rupicapra* se ha establecido en un valor mínimo del 6 % (en base a datos de Marco et al. 1995) y se ha incluido la mortalidad de los cabritos de esta especie debido a su importancia, ya que llega a ser alrededor de los dos tercios de la población (García-González et al. 1985).

La biomasa aprovechable por cadáver se calculó pesando restos de cadáveres de ovino que previamente habían sido consumidos por los buitres leonados (*Gyps fulvus*) (entre 2 y 7 días) y cuyo esqueleto estaba completo. Se pesaron un total de 16 cadáveres cuyo peso medio fue de  $5,5 \pm \text{D.T.} = 1,3$  kg. Este mismo valor ha sido utilizado para los géneros *Capra* y *Rupicapra* dada la similitud de tamaño y la mínima variación que puede suponer. Para los cabritos del género *Rupicapra* se consideró la mitad del peso de un individuo adulto, siendo por tanto 2,7 kg el valor asumido.

#### *Recursos necesarios por pareja y año*

Siguiendo a Brown y Plug (1990) y en base a datos propios, se ha establecido una dieta basada en un 75 % de huesos, cuyo valor energético responde a 161 kilocalorías/100 gr. y el 25 % restante carne (140 kilocalorías/100 gr.), lo que significa un aprovechamiento medio de 155,7 kilocalorías/100 gr. Estas cifras aplicadas a los cálculos realizados por Hiraldo et al. (1979) (véase también Kendeigh 1970, Houston 1976) nos muestran que las necesidades de alimento diario oscilarían entre 268-344 gr. a 30 °C y 307-395 gr. a 0°C. Se han tenido en cuenta las variaciones estacionales, para las cuales se asignaron unos valores máximos de 344 gr. (estival) y 395 gr. (reproductor) siguiendo los criterios establecidos por Hiraldo et al. (1979) y añadiendo una media de 90 días de dependencia de los adultos hasta los primeros vuelos

predispersivos (Sunyer 1991) en los que se consideraron las mismas necesidades que un adulto.

## RESULTADOS

Los recursos necesarios por pareja y año no superarían los 341 kg, de los cuales, 223 kg corresponderían al periodo de reproducción y los restantes 118 kg al propiamente estival. Los datos obtenidos revelan que la biomasa animal proporcionada por ungulados domésticos y salvajes, superaba los requerimientos energéticos necesarios de las parejas reproductoras que existen en el área estudiada (Tabla 1). La disponibilidad de alimento fue muy superior durante la época estival como consecuencia de la mayor presencia de ganado doméstico (principalmente ovino) en los pastos de altura. Durante la época reproductora, el alimento teórico disponible también superó notablemente las necesidades de la especie, siendo 920 kg los correspondientes por pareja/año para la subpoblación pirenaica y 692 kg/pareja/año para la prepirenaica (Tabla 2). En las dos zonas consideradas, la disponibilidad trófica también fue superior a la necesaria, disponiendo la zona oriental de 831,8 kg/pareja/año y la occidental de 820,5 kg/pareja/año (Tabla 3).

TABLA 1

Distribución espacial de la biomasa disponible (ovejas/cabras y rebecos) por las parejas de quebrantahuesos en Cataluña ( $n = 19$ ) expresada en  $\text{kg}/\text{km}^2$  respecto a la biomasa teórica necesaria por las parejas presentes según zonas y subpoblaciones (véase área de estudio y metodología para el cálculo y distribución de las parejas).

*Spatial distribution of the available biomass (sheep/goats and chamois) to pairs of Bearded vulture in Catalonia ( $n = 19$ ) given in  $\text{kg}/\text{km}^2$  with regard to the theoretical biomass which is necessary for the existing pairs depending on sectors and subpopulations (see study area and methods for calculation and distribution of pairs).*

	DISPONIBLE	NECESARIO
ZONA		
Oriental	3,01	0,41
Occidental	11,18	1,29
SUBPOBLACIÓN		
Pirineos	7,49	0,96
Prepireneos	6,2	0,69

TABLA 2

Biomasa animal (kg) aprovechable por los quebrantahuesos en Cataluña (n = 19) en las dos subpoblaciones consideradas (véase material y métodos para el cálculo y distribución de las parejas).

*Animal biomass (kg) which is available to the Bearded vultures in Catalonia (n = 19) in both of the analyzed subpopulations (see study area and methods for calculation and distribution of pairs).*

		<i>Ovis/Capra</i>	<i>Rupicapra</i>	Cabritos	Comedero	TOTAL
Pirineos	Reproductor	1969	2992	4378	781	10120
	Estival	19162				19162
Prepireneos	Reproductor	4440	-	-	1096	5536
	Estival	18960	-	-	-	18960

TABLA 3

Biomasa animal (kg) aprovechable estacionalmente por los quebrantahuesos en Cataluña (n = 19) en los dos sectores considerados (véase material y métodos para el cálculo y distribución de las parejas).

*Animal biomass (kg) which is seasonally available to the Bearded vulture in Catalonia (n = 19) in both of the analyzed sectors (see study area and methods for calculation and distribution of pairs).*

		<i>Ovis/Capra</i>	<i>Rupicapra</i>	Cabritos	Comedero	TOTAL
Oriental	Reproductor	1885	636	1148	490	4159
	Estival	8300	-	-	-	8300
Occidental	Reproductor	4508	2359	3234	1386	11487
	Estival	29820	-	-	-	29820

## DISCUSIÓN

Los resultados muestran que la población de quebrantahuesos estudiada, únicamente con los cadáveres proporcionados por los géneros *Ovis*, *Capra* y *Rupicapra*, cuenta con suficientes recursos alimenticios para cubrir sus requerimientos energéticos anuales.

La presencia de las poblaciones de rebeco como recurso alternativo, incrementan notablemente la disponibilidad trófica en la zona pirenaica, compensando en esta zona las desventajas derivadas de la trashumancia invernal del ganado ovino (Roigé 1995) cuyos desplazamientos reducen significativamente el potencial alimenticio pirenaico durante el periodo reproductor, así como los efectos de una climatología más adversa que limitaría el tiempo de vuelo y prospección para la localización del alimento (Donázar y Ceballos 1989, Hiraldo y Donázar 1989, Bertran y Margalida 1996).

Existe una mayor disponibilidad alimenticia en la zona occidental frente a la oriental. Este hecho, tal y como se ha constatado en otras poblaciones de rapaces (Newton 1979), podría haber influido en el mayor asentamiento de parejas reproductoras en esta zona que cuenta con densidades notablemente superiores (García et al. 1996).

Los resultados obtenidos indican que el alimento no parece constituir un factor limitante para la población estudiada, si bien hay que considerar también la posibilidad de que la accesibilidad al alimento y su disponibilidad real pueda ser inferior a la estimada. Por otra parte hay que considerar también que una dieta mayoritariamente ósea como es la del quebrantahuesos (véanse revisiones de Hiraldo et al. 1979, Elosegí 1989, Donázar 1993) puede tener un mayor contenido calórico que su peso equivalente en tejidos blandos y que su mantenimiento en el tiempo favorece su aprovechamiento, lo que implica que la especie podría subsistir en zonas mucho más limitadas de carroña (Houston y Copsey 1994).

Las implicaciones que los resultados obtenidos pueden tener en la conservación de la especie estarían fundamentalmente relacionadas con el manejo de los puntos de alimentación suplementaria o comederos. La importante disponibilidad trófica estimada sugiere que la funcionalidad de los comederos resultaría irrelevante para las parejas reproductoras que teóricamente pueden explotarlos. Sin embargo, esta conclusión no debe justificar la desaparición de los comederos, cuya predecibilidad permite asegurar la disponibilidad de alimento en épocas determinadas (véase Brown 1990, Heredia 1991d), y en particular durante la crianza de los pollos (Margalida y Bertran 1997).

#### AGRADECIMIENTOS

J. Bertran, T. Carulla, J. Feixa, J. Pasques, P. Pelayo y R. Pelayo colaboraron en el trabajo de campo. J. Bustamante, B. Heredia y F. Hiraldo revisaron diferentes versiones del manuscrito mejorando su contenido. El estudio fue financiado por el Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya y Fondos Life de la Unión Europea.

*Palabras clave:* Alimentación suplementaria, Cataluña, conservación, estimación de la disponibilidad trófica, éxito reproductor, *Gypaetus barbatus*, quebrantahuesos, requerimientos energéticos.

## ABSTRACT

*Estimation of the Bearded vulture's (Gypaetus barbatus) trophic resources in Catalonia (NE Spain) and implications about its conservation.*

The trophic resources of the population of bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) in Catalonia is estimated using a methodology which distinguishes the food supplies available during the pre-laying/breeding periods and the summer ones. The different variables used to calculate it are: distribution and seasonal availability of the trophic resources, death rate of lame and wild ungulates, usable biomass per carrion and energetic requirements per pair and year. The results allow us to theorize on the implications that the trophic estimation may have for the conservation of this species:

1.- The food provided by the genera *Ovis*, *Capra* and *Rupicapra* is enough to supply the energetic requirements of the present breeding pairs. The abundant availability of food may permit the acceptance of a larger number of breeding pairs.

2.- The reproductive success of the studied pairs is not limited by food availability, although both the differences between the adult and young birds' diets and the incidence of an adverse climate may condition it.

3.- The natural food availability would appear to decrease the importance of some supplementary feeding points. However, their predictability may help some breeding pairs and juvenile populations, and as such, it is necessary to maintain and boost them.

*Key words:* Bearded vulture, breeding success, Catalonia, energetic requirements, estimation of trophic resources, *Gypaetus barbatus*, Pyrenees, supplementary feeding.

## BIBLIOGRAFÍA

- ANTOR, R. J. (1985). *Los Pirineos*. Ed. Penthalon, S.A, Madrid.
- ARROYO, B., E. FERREIRO Y V. GARZA (1990). *Segundo censo nacional de buitres leonados (Gyps fulvus): población, distribución, demografía y conservación*. ICONA. Colección Técnica, Madrid.
- BERTRAN, J. Y A. MARGALIDA (1996). Patrón anual de observaciones de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) de diferentes grupos de edad en los sectores de nidificación. *Alauda* 64: 171-178.
- BLANCO, J. C. Y J. L. GONZÁLEZ (1992). *Libro rojo de los vertebrados de España*. ICONA, Madrid.
- BROWN, C. J. (1990). An evaluation of supplementary feeding of Bearded vultures and other avian scavengers in the Natal Drakensberg. *Lammergeyer* 41: 30-36.
- BROWN, C. J. E I. PLUG (1990). Food choice and diet of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus* in southern Africa. *S. Afr. J. Zool.* 25: 169-177.
- CANUT, J., D. GARCÍA, R. HEREDIA Y J. MARCO (1987). Status, características ecológicas, recursos alimenticios y evolución del quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en la vertiente sur de los Pirineos. *Acta Biol. Mont.* 7: 83-99.

- CLOUET, M. (1984). Données récentes sur le statut, la démographie et les ressources des territoires du Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*) dans la moitié orientale des Pyrénées. *Rapinyaires Méditerranis*, 2: 17-24.
- DONÁZAR, J. A. (1993). *Los Buitres ibéricos: biología y conservación*. J.M. Reyero Editor. Madrid.
- DONÁZAR, J.A. y O. CEBALLOS (1989). Alimentación y tasas reproductoras del alimoche (*Neophron percnopterus*) en Navarra. *Ardeola* 35: 3-14.
- DONÁZAR, J. A. y C. FERNÁNDEZ (1990). Populations trends of the griffon vulture *Gyps fulvus* in northern Spain between 1969 and 1989 in relation to conservation measures. *Biol. Conserv.* 53: 83-91.
- ELOSEGI, I. (1989). *Vautour fauve* (*Gyps fulvus*), *Gypaète barbu* (*Gypaetus barbatus*), *Percnoptère d'Égypte* (*Neophron percnopterus*): Synthèse bibliographique et recherches. *Acta Biol. Mont. Série documents de travail*, 3. Pau.
- GARCÍA, D., A. MARGALIDA, X. PARELLADA y J. CANUT (1996). Evolución y parámetros reproductores del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Catalunya (NE España). *Alauda* 64: 229-238.
- GARCÍA-GONZÁLEZ, R., J. HERRERO y R. HIDALGO (1985). Estimación puntual de diversos parámetros poblacionales y distributivos del sarrío en el Pirineo occidental. *Pirineos* 125: 53-63.
- HEREDIA, R. (1979). El quebrantahuesos (le Gypaète). Pp. 305-317 en C. Dendaletche (ed.). *La grande faune Pyrénéenne et des montagnes d'Europe*. CBEA, Pau.
- (1991a). Alimentación y recursos alimenticios. Pp. 79-89 en Heredia, R. y B. Heredia (eds). *El quebrantahuesos* (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos. ICONA. Colección Técnica, Madrid.
- (1991b). Alimentación suplementaria. Pp. 101-108 en Heredia, R. y B. Heredia (eds). *El quebrantahuesos* (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos. ICONA. Colección Técnica, Madrid.
- (1991c). Biología de la reproducción. Pp. 27-37 en Heredia, R. y B. Heredia (eds). *El quebrantahuesos* (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos. ICONA. Colección Técnica, Madrid.
- (1991d). Dispersión juvenil. Pp. 67-76 en Heredia, R. y B. Heredia (eds). *El quebrantahuesos* (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos. ICONA. Colección Técnica, Madrid.
- HIRALDO, F. y J. A. DONÁZAR (1989). Foraging time in the Cinereous Vulture *Aegypius monachus*: seasonal and local variations and influence of weather. *Bird Study* 37: 128-132.
- HIRALDO, F., M. DELIBES y J. CALDERÓN (1979). *El quebrantahuesos* *Gypaetus barbatus* (L.). Monografías 22. ICONA, Madrid.
- HOUSTON, D. C. (1976). Breeding of the White-backed and Rüppell's griffon vultures, *Gyps africanus* and *G. rueppellii*. *Ibis* 118: 14-40.

- HOUSTON, D. C. Y J. A. COPSEY (1994). Bone digestion and intestinal morphology of the Bearded vulture. *J. Raptor Res.* 28: 73-78.
- KENDEIGH, S. C. (1970). Energy requirements for existence in relation to size of bird. *Condor* 72: 60-65.
- MARCO, X., D. GARCÍA Y J. GARCÍA (1995). Isard *Rupicapra pyrenaica*. Pp.159-164 en J. Ruiz-Olmo y A. Aguilar (eds.). *Els grans mamífers de Catalunya i Andorra*. Lynx Edicions, Barcelona.
- MARGALIDA, A. Y J. BERTRAN (1997). Dieta y selección de alimento de una pareja de Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos durante la crianza. *Ardeola* 44: 193-199.
- NEWTON, I. (1979). *Population ecology of raptors*. T. & A. D. Poyser Ltd., Berkhamsted.
- ROIGÉ, X. (1995). *Pirineo Catalán*. Cuadernos de la trashumancia N° 13. ICONA. Madrid.
- SUNYER, C. (1991). El período de emancipación en el quebrantahuesos: consideraciones sobre su conservación. Pp. 47-65 en Heredia, R y B Heredia (eds.). *El quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos*. ICONA. Colección Técnica. Madrid.

Recibido, 15 mayo 1997; aceptado, 26 septiembre 1997.

INDICE ALFABETICO DE AUTORES Y MATERIAS  
DOÑANA ACTA VERTEBRATA  
Vol. 24 (1-2)

- Álvarez, F., artículo, 67  
 Anuros, 191  
     alimentación, 191  
 Asensio, B., artículo, 79  
 Aves, 67, 79, 103, 115, 210, 226, 235  
     alimentación, 103  
     Argentina, 103  
     urbanas, 103  
     estructura comunidad, 115  
     reproducción, 115  
     segregación hábitat, 115  
 Azorín Casas, C., artículo, 181  
 Barrio, C. L., nota, 203  
 Bosch, J., nota, 203  
 Bravo, M.A., artículo, 51  
*Canis lupus*, nota, 207  
*Capreolus*, 181  
     abundancia, 181  
     distribución, 181  
 Castién, E., artículo, 91  
*Cercotrichas*, 67  
     canto, 67  
     territorio, 67  
 Cerván Carmona, M., artículo, 143  
 Collares-Pereira, M. J., artículo, 155  
 Conservación, 51  
 Cruz-Cardiel, P.J. de la , nota, 226  
*Ctenomys*, 217  
     alimentación, 217  
 Doñana, 51  
 Elena-Roselló, J.A., nota, 226  
 Fernández de Luco, D., nota, 207  
 Freitas, D., artículo, 155  
 García, D., 235  
 Garrido, J.A., artículo, 27  
 Gil Sánchez, J.M., nota, 204  
*Glis*, 91  
     abundancia, 91  
     reproducción, 91  
 Gortazar, C., nota, 207  
 Gosálbez, J., artículo, 91  
 Green, A., artículo, 51  
 Gutiérrez-Yurita, P.J., artículo, 51  
*Gypaetus*, 235  
     conservación, 235  
     disponibilidad trófica, 235  
     requerimientos energéticos, 235  
 Heredia, R., 235  
 Herranz, J., nota, 210  
 Kufner, M., nota, , 217  
     lacértidos, 3  
 Lajmanovich, R., artículo, 191  
     larvas anfibios, 191  
 López-Romero, M. A., artículo, 51  
*Lynx*, 204  
     alimentación, 204  
 Madoery, L., nota, 217  
     mamíferos, 27, 91 , 181, 204, 207, 217  
 Manrique, J., nota, 210  
 Maragliano, R., artículo, 103  
 Margalida, A., 235  
*Martes*, 39  
     distribución, 39  
     selección hábitat, 39  
*Mauremys*, 203  
     predación, 203  
 Molino Garrido, F., nota, 204  
 Monge, S., nota, 217  
 Montalti, D., artículo, 103  
 Montes, C., artículo, 51  
 Mora, J.C., del, nota, 210  
 Mortalidad vertebrados, 51

- Motacilla, 79  
  migración, 79  
Muñoz-Cobo, J. artículo, 181  
*Myotis*, 27  
  alimentación, 27  
*Oryctolagus*, 143  
  dispersión semilla, 143  
Pardo Navarro, F., artículo, 143  
Paseriformes, 210  
  orientación nidos, 210  
Peces, 155  
  identificación, 155  
Pérez-Quintero, J.C., artículo, 3  
Pérez Tris, J., artículo, 79  
Prenda, J., artículo, 155  
*Procambarus*, 51  
Quirópteros, 27  
Reija, J., artículo, 39  
  reptiles, 3  
  alimentación, 3  
Rey, P.J., artículo, 115  
Rubio-García, J.C., artículo, 3  
Sánchez-Lafuente, A.M., artículo,  
  115  
Santos-Reis, M., artículo, JJ  
*Sturnus*, 226  
  variabilidad genética, 226  
Suárez, F., nota, 210  
Vadillo, J.M., artículo, 39  
Valenzuela Serrano, G., nota, 204  
Varea, R., nota, 207  
Vilà, C., artículo, 39  
Yanes, M., nota, 210

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

CERVÁN CARMONA, M. y F. PARDO NAVARRO: Dispersión de semillas de retama ( <i>Retama sphaerocarpa</i> (L.) boiss.) por el conejo ( <i>Oryctolagus cuniculus</i> L.) en el centro de España. <i>Retama seed dispersal by rabbit in a locality at central Spain</i> . .....	143
PRENDA, J., D. FREITAS, M. SANTOS-REIS y M.J. COLLARES-PEREIRA: Guía para la identificación de restos óseos pertenecientes a algunos peces comunes en las aguas continentales de la Península Ibérica para el estudio de la dieta de depredadores ictiófagos. <i>A guide to the identification of bones remains belonging to common freshwater fish of the Iberian Peninsula to study the diet of fish predators</i> . .....	155
AZORIT CASAS, C. y J. MUÑOZ-COBO ROSALES: Distribución y abundancia del corzo ( <i>Capreolus capreolus</i> L. 1758) en la provincia de Jaén. <i>Distribution and abundance of roe deer (Capreolus capreolus L. 1758) in the Jaén province</i> . .....	181
LAIMANOVICH, R.: Alimentación de Larvas de Anuros en ambientes temporales del sistema del río Paraná, Argentina. <i>Food habits of anuran tadpoles in temporary ponds in Parana River floodplain, Argentine</i> . .....	191
<b>NOTAS</b>	
BARRIO, C. L. y J. BOSCH: <i>Mauremys leprosa</i> como presa de <i>Lutra lutra</i> . <i>Mauremys leprosa as prey of Lutra lutra</i> . .....	203
GIL SÁNCHEZ, J. M., F. MOLINO GARRIDO y G. VALENZUELA SERRANO: Nota sobre la alimentación del Lince ibérico en el parque natural de la Sierra de Andújar (Sierra Morena Oriental). <i>Data on Iberian Lynx food habits in Eastern Sierra Morena (Southeastern Spain)</i> . .....	204
FERNÁNDEZ DE LUCO, D., C. GORTAZAR y R. VAREA: Presencia de <i>Echinococcus granulosus</i> (Cestoda) en un lobo ibérico ( <i>Canis lupus</i> ). <i>Presence of Echinococcus granulosus (Cestoda) in an iberian wolf (Canis lupus)</i> . .....	207
YANKS, M., J. HERRANZ, J. MANRIQUE, J.C. DEL MORAL y F. SUÁREZ: La orientación de los nidos de passeriformes esteparios. <i>The nest orientation of steppe passerines</i> . .....	210
MADOER, L., M. KUFNER y S. MONGE: Comparación de la dieta obtenida a partir de muestras estomacales y fecales del tuco-tuco, <i>Ctenomys mendocinus</i> , en dos poblaciones de la precordillera de los Andes, Argentina. <i>Comparison of tuco-tuco Ctenomys mendocinus diets, obtained from stomach and faecal samples of two andean populations in Argentina</i> . .....	217
DE LA CRUZ-CARDIEL, P.J. y J.A. ELENA-ROSSELLÓ: Estructura genética y distribución de la variabilidad enzimática en poblaciones naturales de estornino negro ( <i>Sturnus unicolor</i> ). <i>Genetic structure and enzymatic variability in natural populations of Spotless Starling (Sturnus unicolor)</i> . .....	226
MARGALIDA, A., D. GARCÍA y R. HEREDIA: Estimación de la disponibilidad trófica para el quebrantahuesos ( <i>Gypaetus barbatus</i> ) en Cataluña (NE España) e implicaciones sobre su conservación. <i>Estimation of the Bearded vulture's (Gypaetus barbatus) trophic resources in Catalonia (NE Spain) and implications about its conservation</i> . .....	235

# INDICE

DOÑANA ACTA VERTEBRATA

ISSN: 0210-5985

NIPO: 179-97-040-9

24 (1-2) 1 - 246, 1997

<p>PÉREZ-QUINTERO, J. C. y J. C. RUBIO-GARCIA: Alimentación de la lagartija colilarga, <i>Psammodromus algirus</i> (L.) (Sauria, lacertidae), en el litoral de Huelva (SO España). <i>Feeding of Psammodromus algirus</i> (L.) (<i>Sauria, Lacertidae</i>) in coastal areas of Huelva (SW Spain).....</p>	3
<p>GARRIDO, JOSE A.: La alimentación de <i>Myotis myotis</i> Borkh. 1797 (Chiroptera, Vespertilionidae) en la cuenca del río Guadix (Sureste de España). <i>Feeding of Myotis myotis Borkh. 1797</i> (Chiroptera, Vespertilionidae) in the Guadix river basin (south east Spain).....</p>	27
<p>VADILLO, J.M., J. REJJA y C. VILA: Distribución y selección de hábitat de la garduña (<i>Martes foina</i>, Erxleben, 1777) en Vizcaya y Sierra Salvada (Burgos). <i>Distribution and habitat selection by the Stone Marten</i> (<i>Martes foina</i>, Erxleben, 1777) in Vizcaya and Sierra Salvada (Burgos) (northern Spain).....</p>	39
<p>GUTIÉRREZ-YURITA, P. J., A. GREEN, M<sup>o</sup> A. LOPEZ-ROMERO, M. A. BRAVO y C. MONTES: Nuevo modelo de trampa para reducir el impacto de la pesca del cangrejo sobre los vertebrados en las marismas del Guadalquivir. <i>New trap design to reduce the impact of red swamp crayfish</i> (<i>Procambarus clarkii</i>) <i>fishing on some vertebrate populations in the Guadalquivir marshes</i>.....</p>	51
<p>ÁLVAREZ, F.: The functions of song and the spatial pattern of song production in the rufous bush chat (<i>Cercotrichas galactotes</i>). <i>Localización y funciones del canto en el olzacola</i> (<i>Cercotrichas galactotes</i>).....</p>	67
<p>PÉREZ TRIS, J. y B. ASENSIO: Migración e invernada de las lavanderas cascadeña <i>Motacilla cinerea</i> y blanca <i>M. alba</i> en la Península Ibérica e Islas Baleares. <i>Migration and wintering of the Grey Wagtail Motacilla cinerea and the Pied Wagtail M. alba in the Iberian Peninsula and Balearic Islands</i>.....</p>	79
<p>GOSÁLBEZ, J. y E. CASTIÉN: Abundancia y reproducción de <i>Glis glis</i> (Linnaeus, 1766) (Rodentia, Gliridae) en el Pirineo occidental. <i>Abundance and reproduction in Glis glis</i> (Linnaeus, 1766) (Rodentia, Gliridae) in the western Pyrenees.....</p>	91
<p>MARIAGLIANO, R. y D. MONTALTI: Estatus de residencia, categorización trófica y abundancia de aves en el zoológico de La Plata, Argentina. <i>Residence features, trophic categorization and abundance of birds at La Plata Zoo, Argentina</i>.....</p>	103
<p>REY, P. J., F. VALERA y A. M. SANCHEZ-LAFUENTE: Avifauna reproductora y estructura del hábitat en la campiña y sierras subbéticas de Jaén. <i>Breeding bird communities and habitat structure in the lowlands and mountainous systems (sierras subbéticas) in southern Jaén</i>.....</p>	115



(Continúa en interior de contraportada)