

MEDITERRANEA

SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS

Número 14

1992/93

SUMARIO

	Página
V. PEIRÓ, E. SEVA Y M. ALMIÑANA. Selección de habitat de una población de Perdiz Roja (<i>Alectoris rufa</i>) en una zona de Sierra del Sur de la Provincia de Alicante	5
J. GIL Y L.S. SUBÍAS. La Familia <i>Haplozetidae</i> Grandjean, 1936 (<i>Acari, Oribatidae</i>) en la Península Ibérica	23
JESÚS M. ^a CALVO MACHO Y SALVADOR J. PERIS ÁLVAREZ. Evolución estacional de dos comunidades de aves de Rebollares (<i>Quercus pyrenaica</i> , WILLD) en el Centro-Oeste Peninsular: Análisis cualitativo	31
J.A. LÓPEZ LÓPEZ Y F.V. FAUS. Tendencias en la ocupación de cajas-nido por la Rata Negra, <i>Rattus rattus</i> L., en el naranjal valenciano ...	47
ANTONIO PASTOR LÓPEZ Y JOAQUÍN MARTÍN-MARTÍN. Los bosques protectores de <i>Pinus halepensis</i> en la provincia de Alicante. Características de un proceso de revegetación	57
F.V. FAUS. La problemática de los roedores comensales en la Vega Baja del Río Segura (Alicante)	79

MEDITERRANEA

SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS

Número 14

1992/93

SUMARIO

	Página
V. PEIRÓ, E. SEVA Y M. ALMIÑANA. Selección de habitat de una población de Perdiz Roja (<i>Alectoris rufa</i>) en una zona de Sierra del Sur de la Provincia de Alicante	5
J. GIL Y L.S. SUBÍAS. La Familia <i>Haplozetidae</i> Grandjean, 1936 (<i>Acari, Oribatidae</i>) en la Península Ibérica	23
JESÚS M. ^a CALVO MACHO Y SALVADOR J. PERIS ÁLVAREZ. Evolución estacional de dos comunidades de aves de Rebollares (<i>Quercus pyrenaica</i> , WILLD) en el Centro-Oeste Peninsular: Análisis cualitativo	31
J.A. LÓPEZ LÓPEZ Y F.V. FAUS. Tendencias en la ocupación de cajas-nido por la Rata Negra, <i>Rattus rattus</i> L., en el naranjal valenciano ...	47
ANTONIO PASTOR LÓPEZ Y JOAQUÍN MARTÍN-MARTÍN. Los bosques protectores de <i>Pinus halepensis</i> en la provincia de Alicante. Características de un proceso de revegetación	57
F.V. FAUS. La problemática de los roedores comensales en la Vega Baja del Río Segura (Alicante)	79

SERIE DE ESTUDIOS DE BIOLOGÍA

Mediterránea Ser. Biol.

1992/93

ANALES DE LA UNIVERSIDAD DE ALICANTE

Comité Editorial: Antonio Pastor, Joaquín Martín, Germán López,
Eduardo Seva.

Dirección: Eduardo Seva.

Secretaría: Silvia Ivars.

Edita: Servicio de Publicaciones Universidad de Alicante.

I.S.S.N. n.º 0210-5004

Depósito Legal A-1.059-1984

Composición e Impresión:
Gráficas Estilo, s.c.
General Elizaicín, 11
ALICANTE

Correspondencia: Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias.
Universidad de Alicante. Apdo. 99. 03080 Alicante, España.

Teléfono de Secretaría: 96.590 34 00, ext. 3373
Fax Mediterranea. Depto. Ecología 96.590 34 64

ESTA PUBLICACIÓN HA SIDO PARCIALMENTE
SUBVENCIONADA POR LA
CAJA DE AHORROS DEL MEDITERRÁNEO
Y LA UNIVERSIDAD DE ALICANTE



CAM

Fundación
Cultural



**UNIVERSIDAD
DE ALICANTE**

SELECCION DE HABITAT DE UNA POBLACION DE PERDIZ ROJA (*Alectoris rufa*) EN UNA ZONA DE SIERRA DEL SUR DE LA PROVINCIA DE ALICANTE

por

V. Peiró¹, E. Seva¹ y M. Almiñana²

RESUMEN

El presente trabajo analiza la evolución durante un ciclo biológico anual de la selección de hábitat realizada por una población de perdiz roja (*Alectoris rufa*) en una zona de sierra del Sur de la provincia de Alicante. Se aplica el Análisis de Correspondencias (CA) y un índice de selección de tipo bivariante (IS). El factor 1 del CA representa la oposición entre los sembrados de cereal sobre suelos particulados y las zonas de matorral y pinos sobre suelos pedregosos. La mayor selección se detecta en la labor de cereal [LB(T)], utilizada como zona principal de alimentación. El matorral es la vegetación de refugio más seleccionada. El estrato herbáceo más usado presenta altura de 0-0.5 m., cobertura superior al 25 % y composición de Gramíneas y/o Compuestas. El estrato arbustivo más utilizado muestra altura de 0-0.5 m., cobertura de 50-75 % y composición de *Rosmarinus officinalis* y *Globularia alypum*. El estrato arbóreo más usado aparece con altura de 2-3 m., cobertura de 0-25 % y composición de *Pinus halepensis*. La vegetación de borde más utilizada presenta estratos arbustivo y herbáceo.

PALABRAS-CLAVE: Selección de hábitat, *Alectoris rufa*, Ciclo anual, Zona de sierra, Provincia de Alicante.

SUMMARY

We analyze the temporal evolution of habitat selection on a red-legged partridge (*Alectoris rufa*) population during a yearly period in a mountain area in Southern part of Alicante province. We use Correspondence Analysis (CA) and a bivariate selection index (IS). The first factor of CA shows the opposition of cereal crops on fine particulate lands against the shrub and pine areas on stony lands. The highest selection index is shown in cereal crops [LB(T)], mainly used as feeding area. The shrub is the more used shelter vegetation type. The more used herbaceous layer presents height of 0-0.5 m., cover heigher than

¹ Depto. de Ecología. Fac. de Ciencias. Universidad de Alicante. 03080-Alicante.

² Depto. de Matemáticas e Investigación Operativa. Fac. Ciencias. Universidad de Alicante. 03080-Alicante.

25 % and composed by *Gramineae* and/or *Compositae*. The more used shrub layer shows height of 0-0.5 m., cover of 50-75 % and composed by *Rosmarinus officinalis* and *Globularia alypum*. The more used tree layer is 2-3 m. high, cover of 0-25 % and composed by *Pinus halepensis*. The more used edge vegetation presents shrub and herbaceous layers.

KEY-WORDS: Habitat selection, *Alectoris rufa*, Yearly period, Mountain area, Alicante province.

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los aspectos importantes en el estudio del manejo de la fauna silvestre es el análisis del uso o selección del hábitat. Dicho estudio asume que los organismos seleccionan las partes de su medio que satisfacen mejor sus requisitos vitales, y que estos hábitats comparten algunas características comunes (véase Block *et al.*, 1987). Por otro lado, no hay que olvidar la importancia que tiene la evaluación del hábitat para establecer los criterios de manejo del medio dentro de la gestión integrada de los recursos cinegéticos.

La influencia de la calidad del hábitat sobre la dinámica poblacional de perdices ha sido estudiada por diversos autores (Potts, 1970 y 1980; Birkan, 1977; Green, 1983 y 1984; Rands, 1986; Ricci y Garrigues, 1986; entre otros). Sin embargo, se conoce todavía con poca profundidad la selección en hábitats típicamente mediterráneos (véanse Lucio, 1990 y 1991; Ricci *et al.*, 1990).

En este artículo se pretende analizar la selección de hábitat realizada por la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en un marco geográfico restringido dentro de una sierra del sur de la provincia de Alicante, caracterizada por un manejo del medio con fines cinegéticos y por albergar una población relativamente densa de dicha especie, considerando la variación temporal durante todo el ciclo biológico anual.

2. AREA DE ESTUDIO

La zona de estudio se localiza en el sur de la provincia de Alicante, entre las coordenadas geográficas 0° 49'-0° 51'W y 37° 56'-37° 58'N. La superficie muestreada abarca 168.3 has., comprendidas entre 140 y 200 msnm. La geomorfología se corresponde con una zona montañosa (S^a. del Puerto), caracterizada por un conjunto de cerros bajos y de perfil redondeado, separados por una compleja red de líneas de drenaje (cuenecas). El material dominante son las margas del Neógeno/Mioceno. El clima es mediterráneo subtropical y el tipo bioclimático es marítimo templado de tendencia muy árida. Durante el período de estudio, la temperatura media anual fue de 20.1 °C y la precipitación anual de 567.3 mm. La zona está incluida en el dominio del *Chamaeropo-Rhamnetum lyciodis*. Los tipos de vegetación (cultivos y aprovechamientos) bien

representados son el matorral con pinos carrascos (M/Ph), el matorral (M), los eriales o baldíos de frutal de secano [ER(FS)], el frutal de regadío (FR) y las transformaciones agrícolas que permanecen como eriales [ER(T)] o como sembrados para la alimentación de las especies de caza [LB(T)]. Ver más detalles sobre estos tipos de vegetación en MAPA (1984) y Peiró (1992).

3. MÉTODOS

El método utilizado para la descripción del hábitat ocupado por *A. rufa* ha consistido en la realización de un itinerario pedestre (4400 m.), recorrido con una periodicidad mensual, y de modo que su trazado discurriera por todos los tipos topográficos y de vegetación representados en la zona. El período de estudio abarcó desde mayo de 1988 hasta abril 1989.

Para la evaluación nos hemos basado principalmente en un análisis macroscópico del medio, utilizando descriptores asignables a estructuras paisajísticas fácilmente reconocibles o mesurables, lo que permite una mayor rapidez en la toma de datos y facilidad de comprensión de los resultados. Aunque también se incluyen algunas variables relacionadas con el microhábitat, como la composición dominante en cada uno de los estratos de vegetación. Las variables y sus categorías aparecen descritas en el anexo.

Todas las variables se registraron dentro de parcelas circulares de muestreo de radio igual a 5 m. en el estrato herbáceo, 25 m. en el arbustivo y 50 m. en el arbóreo, cuyo centro era la posición original del contacto. Al tratarse de rangos de valores fácilmente diferenciables en el campo, las categorías de las variables fueron estimadas visualmente.

De los contactos en los que se produjo la huida de las aves y se observó el lugar donde se refugiaron por primera vez, se ha identificado asimismo una parcela de evaluación del hábitat de refugio. Debido a ésto, la denominación abreviada de cada variable muestra una terminación en «O» o «R» según se trate de posición original o de refugio.

Aparte de las variables de estructura del hábitat, de cada contacto se registró un grupo de variables de tipo social, que nos permite realizar un análisis de la selección de hábitat según períodos del ciclo biológico anual. La variable *tipo de actividad* nos permite analizar la selección de las zonas de alimentación y las de descanso diurno.

El análisis de la selección del hábitat puede basarse tanto en técnicas multivariantes como en métodos bivariantes. Respecto a los primeros, en nuestro estudio se ha utilizado el Análisis de Correspondencias (Dixon, 1990) del paquete estadístico BMDP PC90/386. En un primer análisis exploratorio se eliminaron las variables relacionadas con la altura, cobertura y composición de la vegetación de borde y/o se agruparon las categorías de otras variables, debido a sus bajas frecuencias y a su influencia negativa sobre el porcentaje de inercia. El segundo CA nos ha permitido un último cribado, obteniendo las variables definitivas, sobre las que se aplicarán posteriores métodos de análisis bivariantes. Respecto a éstos, se ha utilizado el índice de selección propuesto por Dyne y Heady (véanse Haensly *et al.*, 1987; Berger, 1987).

4. RESULTADOS

4.1. El análisis multivariante de la selección de hábitat

A continuación se exponen los resultados del análisis de correspondencias (CA) aplicado sobre las variables de la estructura del medio. La tabla 1 presenta los valores propios y los porcentajes de inercia para los diez primeros ejes (factores) del CA definitivo. De ésta se observa que la inercia del primer factor (31.7 %) es muy superior a la de los restantes, y que para conseguir una inercia mínimamente aceptable ($\cong 60$ %) es necesario tomar cuatro ejes.

TABLA 1

Factor	V. Propios	% Inercia	% Acumulada
1	0.684	37.1	37.1
2	0.177	9.6	46.7
3	0.125	6.8	53.6
4	0.108	5.8	59.4
5	0.089	4.9	64.2
6	0.075	4.1	68.3
7	0.063	3.4	71.7
8	0.057	3.1	74.8
9	0.055	3.0	77.8
10	0.050	2.7	80.6

Tabla 1.- Valores propios y porcentajes de inercia de los 10 primeros factores (ejes) resultantes del CA definitivo para la selección de variables del hábitat de *A. rufa*. [Eigenvalue and inertia percentages of the 10 first factors in Correspondence Analysis for the habitat selection of *A. rufa*].

TABLA 2

Variable	Código	Factores			
		1	2	3	4
TS	E	0.064	—	—	—
TV	F	0.074	0.216	—	—
TE	G	0.074	0.222	—	—
AH	H	0.070	—	—	—
AAR	I	0.069	—	—	0.212
AAB	J	0.065	—	—	—
CH	K	0.071	—	—	—
CAR	L	0.071	—	—	0.187
CAB	M	0.065	—	—	—
CVH	N	0.070	—	—	—
CVAR	O	0.070	—	—	0.285
CVAB	P	0.066	—	—	—
PIV	Q	—	—	0.197	—
PIP	R	—	—	0.264	—
BTE	S	—	—	0.289	—

Tabla 2.— Contribución de cada variable seleccionada del hábitat de *A. rufa* en cada uno de los cuatro primeros factores (ejes) del CA definitivo (se obvian los datos de las variables no seleccionadas). [Variable contributions in relation to the 4 first factors of Correspondence Analysis for the habitat selection of *A. rufa* (not included no-selected variables data)].

En la tabla 2 aparecen las contribuciones de las diferentes variables del CA definitivo, presentando sólo los casos con valores claramente superiores a los de los restantes descriptores del medio. Estas variables son las que mejor explican cada eje y van a ser las retenidas para el estudio posterior de la selección de hábitat. El primer aspecto a destacar es que el eje 1 selecciona el tipo de suelo y todos los descriptores relacionados con los tipos de vegetación y su estructura (estratos, altura cobertura, composición), excepto las variables de la vegetación de borde, que están bien representadas en el factor 3. Debido al alto número de contactos (331) y de categorías de las variables, sólo se representan gráficamente las más importantes en el espacio factorial definido por los dos ejes que abarcan el mayor número de las diferentes variables seleccionadas (Fig. 1).

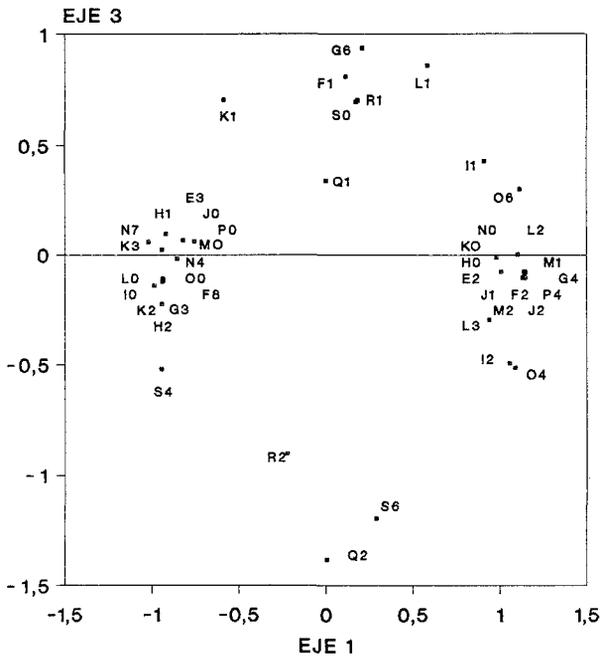


Figura 1.-Representación de categorías en el espacio factorial definido por los ejes 1 y 3 del análisis de correspondencias para el estudio de la selección de hábitat de *A. rufa*.
 [Categories in the factorial space defined by the axis 1 and 3 in the Correspondence Analysis for the habitat selection of *A. rufa*].

El eje 1 selecciona las variables referentes a los tipos de vegetación y sus estratos (TV y TE). Además, dicho eje selecciona los descriptores de altura herbácea (AH), altura arbórea (AAB), cobertura herbácea (CH), cobertura arbórea (CAB) y composición herbácea (CVH), las tres variables arbustivas (AAR, CAR, CVAR), y la composición arbórea (CVAB).

El tipo de suelo (TS) sólo es seleccionado por el eje 1, separando los suelos particulados (E3) de los pedregosos (E2). En dicho eje, TV aparece con un gradiente que diferencia las transformaciones con labor de la vegetación natural, sobre todo entre LB(T) (F8) y M/Ph (F2). Respecto a la variable tipos de estratos (TE), aparece un gradiente donde las áreas con estrato herbáceo (G3) se oponen a las que poseen los tres tipos de estratos (G4). Respecto a la estructura herbácea, AH queda organizada con el mejor gradiente entre nula (H0) y baja altura (H1), y CH entre la categoría nula (K0) y las coberturas máximas (K3). CVH queda representada por la oposición de la categoría nula (N0) con las localizaciones de Gramíneas (N7). La estructura arbustiva queda representada dentro del eje 1 de modo que AAR muestra una oposición de la ausencia de estrato arbustivo (I0) con las alturas baja (I1) e intermedia (I2). CAR opone la ausencia de estrato (L0) con las coberturas intermedias (L2). CVAR separa claramente entre la categoría nula (O0) y el matorral con

R. officinalis y *Globularia alypum* (O6). La estructura arbórea aparece con separación de los casos sin dicho estrato (J0, M0, P0) de los que presentan alturas de 2-3 m. (J1), y con cobertura baja (M1) y composición por *Pinus halepensis* (P4).

El eje 3 selecciona las variables de posición relativa y estructura de la vegetación de borde (PIV, PIP, BTE); por un lado separa los casos entre interior (Q1, R1) y borde (Q2, R2) de vegetación/parcela de cultivo, y por otro lado presenta un gradiente máximo entre las localizaciones sin vegetación de borde (S0) y las que poseen estratos arbustivo y herbáceo (S6).

4.2. La selección de hábitat por períodos del ciclo biológico anual.

Los autores consultados (véanse Arias de Reyna, 1975; Pépin y Mathon, 1979; Ricci, 1982 y 1985; Calderón, 1983; Braza *et al.*, 1985; Lucio, 1990) reconocen la existencia de tres etapas del ciclo biológico anual de *A. rufa*: parejas, bandos familiares y bandos plurifamiliares o invernales. En nuestra zona, la época de parejas (apareamiento y nidificación) abarcaría de Enero a Abril, la fase de bandos familiares de Mayo a Agosto y la de bandos plurifamiliares de Septiembre a Diciembre (véase Peiró, 1992).

TABLA 3

Vegetación	PA		BF		BPF	
	%	IS	%	IS	%	IS
M	3.0	1.2	2.0	0.8	9.0	3.6
M/Ph	36.6	0.5	33.2	0.5	59.0	0.8
ER(FS)	1.5	0.7	5.4	2.6	6.4	3.0
FR	0.7	0.5	3.9	2.8	0.0	0.0
ER(T)	9.7	0.6	13.2	0.9	3.8	0.3
LB(T)	48.5	7.5	42.5	6.5	21.8	3.4

Tabla 3.—Porcentajes de uso e índices de selección de los diferentes tipos de vegetación original en cada período del ciclo biológico anual de *A. rufa*. [Use percentages and selection index of «original» vegetation types in each period of *A. rufa* yearly cycle].

TVO (Tabla 3) muestra que las parcelas de labor [LB(T)] son las más usadas y seleccionadas en los períodos de parejas y bandos familiares. En estas mismas épocas, el matorral y pinos (M/Ph) aparece con rechazo, aunque es el segundo tipo de vegetación más usado. M, LB(T) y ER(FS) son los tipos más seleccionados en la fase de bandos plurifamiliares. El frutal de regadío (FR) sólo es seleccionado en el período de bandos familiares. Las diferencias entre períodos son significativas ($\chi^2 = 33.64$, 8 g.l., $p < 0.001$).

TABLA 4

Estratos	% Uso por períodos		
	PA	BF	BPF
AR/H	8.3	12.2	11.6
H	53.4	44.6	23.1
AB/H	0.8	6.4	0.0
AB/AR/H	37.6	36.7	65.3

Tabla 4.—Porcentajes de uso de los estratos de vegetación original en cada período del ciclo biológico anual de *A. rufa*. [Use percentages of «original» vegetation layer types in each period of *A. rufa* yearly cycle].

En TEO (Tabla 4) se observa un predominio de las parcelas con estrato herbáceo en los dos primeros períodos del ciclo y un alto porcentaje de utilización de las localizaciones con tres tipos de estratos (AB/AR/H) en la época de bandos plurifamiliares. Las diferencias entre períodos son significativas ($\chi^2 = 34.52$, 6 g.l.; $p < 0.001$).

TABLA 5

Variable	Categorías	% Uso por períodos		
		PA	BF	BPF
Altura (m.)	0-0.5	85.3	71.7	93.8
	0.5-1	14.7	28.3	6.3
Cobertura (%)	0-25	12.0	29.1	31.3
	25-50	28.0	22.8	43.8
	50-75	26.7	25.2	18.8
	75-100	33.3	22.8	6.3
Composición	CA 2	0.0	0.0	6.3
	CA 4	0.0	19.3	0.0
	CA 5	1.5	66.7	37.5
	CA 6	1.5	14.0	18.8
	CA 7	97.0	0.0	37.5

Tabla 5.—Estructura herbácea original usada en cada período del ciclo biológico de *A. rufa*. [«original» herbaceous structure used by *A. rufa* in each period of its yearly cycle].

Respecto a las variables de estructura herbácea (Tabla 5), la altura muestra un predominio claro de la categoría de 0-0.5 m. en todos los períodos. En la época de bandos familiares se produce un aumento del uso de la clase 0.5-1 m. La cobertura

muestra porcentajes bastante similares en las clases superiores al 25 % durante las dos primeras épocas, y la categoría de 25-50 % es la más usada en la fase de bandos plurifamiliares. La composición herbácea muestra predominio de la categoría 7 (Gramíneas) en el período de parejas y de la clase 5 (Compuestas) en la fase de bandos familiares, mientras en la de bandos plurifamiliares existe igualdad de porcentajes en ambas categorías. Las diferencias de la estructura herbácea entre períodos son significativas ($\chi^2=7.64$, 2 g.l. en AH y $\chi^2=13.75$, 6 g.l. en CH, ambos $p<0.05$; $\chi^2=124.70$, 4 g.l., $p<0.001$ en CVH).

TABLA 6

Variable	Categorías	% Uso por períodos		
		PA	BF	BPF
Altura (m.)	0-0.5	68.9	72.0	71.7
	0.5-1	31.1	27.0	28.3
	1-2	0.0	1.0	0.0
Cobertura (%)	0-25	16.4	40.0	28.3
	25-50	19.7	17.0	20.0
	50-75	50.8	16.0	40.0
	75-100	13.1	27.0	11.7
Composición	CA 1	0.0	18.7	6.0
	CA 4	42.4	23.7	28.0
	CA 5	0.0	1.7	0.0
	CA 6	48.5	39.0	60.0
	CA 7	3.0	0.0	0.0
	CA 9	6.1	16.9	6.0

Tabla 6.—Estructura arbustiva original usada en cada período del ciclo biológico de *A. rufa*. [«original» shrub structure used by *A. rufa* in each period of its yearly cycle].

Respecto a las variables de la estructura arbustiva (Tabla 6), la altura muestra predominio de la clase inferior (0-0.5 m.) en todas las épocas. La mayoría de períodos presentan mayor uso de las zonas con 50-75 % de superficie cubierta por estrato arbustivo, excepto en la fase de bandos familiares (BF), en que predomina la categoría de 0-25 %. La composición arbustiva muestra predominio de la categoría 6 (*R. officinalis* y *G. alypum*) en los tres períodos del ciclo. Las diferencias entre períodos son significativas en CAR ($\chi^2=35.77$, 6 g.l., $p<0.001$) y CVAR ($\chi^2=17.57$, 6 g.l., $p<0.01$).

TABLA 7

Variable	Categorías	% Uso por períodos		
		PA	BF	BPF
Altura (m.)	< 2	39.2	13.5	19.6
	2-3	33.3	43.8	47.1
	3-4	19.6	32.6	19.6
	4-5	7.8	5.6	7.8
	> 5	0.0	4.5	5.9
Cobertura (%)	0-25	76.5	61.8	76.5
	25-50	17.6	15.7	17.6
	50-75	5.9	20.2	3.9
	75-100	0.0	2.2	2.0
Composición	CA 3	3.9	14.6	7.8
	CA 4	94.1	76.4	92.2
	CA 5	2.0	9.0	0.0

Tabla 7.—Estructura arbórea original usada en cada período del ciclo biológico de *A. rufa*. [«original» tree structure used by *A. rufa* in each period of its yearly cycle].

La selección de la estructura arbórea (Tabla 7) presenta predominio para la altura de 2-3 m. en los dos últimos períodos del ciclo, mientras en la época de parejas existe una ligera tendencia hacia la clase más baja (< 2 m.). La cobertura arbórea aparece con predominio de la categoría baja (0-25 %) en todas las épocas. Las formaciones con *P. halepensis* son las dominantes en todas las fases del ciclo. Las diferencias entre períodos son significativas en las tres variables del estrato arbóreo ($\chi^2=17.42$, 8 g.l., $p<0.05$ en AAB; $\chi^2=75.25$, 4 g.l., $p<0.001$ en CAB; $\chi^2=12.28$, 4 g.l., $p<0.05$ en CVAB).

TABLA 8

Variable	Categorías	% Uso por períodos		
		PA	BF	BPF
PIV	IV	86.5	67.2	72.7
	BV	13.5	32.8	27.3
PIP	IP	48.1	52.7	61.0
	BP	51.9	47.5	39.0
BTE	AR/H	97.4	95.8	100.0
	AB/AR/H	2.6	4.2	0.0

Tabla 8.—Localización relativa y estructura de los bordes de vegetación usados en cada período del ciclo biológico de *A. rufa*. [Relative spatial position and structure of edge vegetation used by *A. rufa* in each period of its yearly cycle].

Las variables referentes a la vegetación de borde aparecen en la tabla 8. En nuestra zona existe predominio de los contactos en el interior de los tipos de vegetación y de las parcelas de cultivos en la mayoría de casos, excepto en la variable PIP de las épocas de parejas y de bandos familiares. BTE muestra predominio de uso de los bordes con estratos arbustivo y herbáceo (AR/H) en las tres fases del ciclo. Las diferencias entre períodos no son significativas ($p > 0.05$) en ninguna de las variables.

TABLA 9

Tipos de Suelos	% Uso por períodos		
	PA	BF	BPF
Rocoso	2.3	1.5	3.9
Pedregoso	38.3	39.9	71.4
Particulado	59.4	58.6	24.7

Tabla 9.—Porcentajes de uso de los tipos de suelo original en cada período del ciclo biológico de *A. rufa*. [Use percentages of «original» land types in each period of *A. rufa* yearly cycle].

La tabla 9 presenta los porcentajes de uso de los tipos de suelo, observando un predominio de los particulados durante los períodos de parejas y bandos familiares, mientras que en la época de bandos plurifamiliares aparece un alto porcentaje de ocupación de los suelos pedregosos. Las diferencias entre períodos son significativas ($\chi^2 = 29.84$, 4 g.l., $p < 0.001$).

TABLA 10

Variable	Categorías	PA		BF	
		%	IS	%	IS
TSR	SRO	8.3	—	0.0	—
	SPE	83.3	—	92.6	—
	SPA	8.3	—	7.4	—
TVR	M	0.0	0.0	14.8	5.9
	M/Ph	83.3	1.2	81.5	1.1
	ER(FS)	8.3	4.0	0.0	0.0
	ER(T)	8.3	0.5	3.7	0.2
TER	AR/H	8.3	—	18.5	—
	AB/AR/H	91.7	—	81.5	—

Tabla 10.—Porcentajes de uso e índices de selección de las áreas de refugio en cada período del ciclo biológico de *A. rufa* (sin casos de refugio en bandos plurifamiliares). [Use percentages and selection index of shelter areas in each period of *A. rufa* yearly cycle (winter social groups period without data)].

Respecto a las variables de refugio (Tabla 10), sólo existen datos en las épocas de parejas y bandos familiares, mostrando un claro predominio de uso para las zonas con SPE, M/Ph y AB/AR/H. Las diferencias entre PA y BF sólo es posible en TV ($\chi^2 = 16.95$, 1 g.l., $p < 0.001$). Los tipos de vegetación de refugio con IS más alto son M en época de bandos familiares y ER(FS) en el período de parejas. La zona de alimentación (Tabla 11) más usada y seleccionada es la transformación con labor de cereal [LB(T)]. La vegetación usada para el descanso diurno aparece dominada por LB(T), aunque M y ER(FS) también son seleccionados. La comparación estadística del uso de las zonas de alimentación, descanso y refugio muestra diferencias significativas en el total anual ($\chi^2 = 47.58$, 4 g.l., $p < 0.001$).

TABLA 11

Actividad Veget.		PA		BF		BPF		TOTAL	
		%	IS	%	IS	%	IS	%	IS
Aliment.	M/Ph	9.1	0.1	33.3	0.5	20.0	0.3	15.8	0.2
	ER(T)	9.1	0.6	33.3	2.2	0.0	0.0	10.5	0.7
	LB(T)	81.1	12.5	33.3	5.1	80.0	12.3	73.7	11.3
Descanso	M	25.0	10.0	3.3	1.3	100.0	40.0	10.5	4.2
	M/Ph	25.0	0.3	30.0	0.4	0.0	0.0	28.9	0.4
	ER(FS)	0.0	0.0	23.4	11.1	0.0	0.0	15.7	7.5
	FR	0.0	0.0	3.3	2.4	0.0	0.0	2.6	1.9
	ER(T)	0.0	0.0	3.3	0.2	0.0	0.0	2.6	0.2
	LB(T)	50.0	7.7	36.7	5.6	0.0	0.0	39.5	6.1

Tabla 11.—Porcentajes de uso e índices de selección de los hábitats (vegetación) de alimentación y de descanso por períodos del ciclo biológico de *A. rufa*. [Use percentages and selection index of feeding and resting vegetation types in each period of *A. rufa* yearly cycle].

5. DISCUSIÓN

En relación a la selección de hábitat realizada por *A. rufa* es de destacar que todos los tipos de vegetación presentes en la zona de estudio han sido usados por la población de perdices.

El significado ecológico del factor 1 del CA es el de representar la oposición entre los sembrados de cereal concentrados en las vaguadas con predominio de los suelos particulados de margas, y las zonas de matorral y pinos, con estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, asentados en las laderas de cerros con suelos pedregosos.

Respecto a los tipos de vegetación cabe destacar que la *mayor selección se observa en la labor de cereal*. La alta selección de este tipo de vegetación se debe a su importancia como zona alimentación, sobre todo cuando aparece con pequeñas parcelas sembradas para las especies de caza (el tamaño medio de parcela en la zona es de 0.4 has.), que al no utilizar pesticidas, ni producirse la recolección, constituyen

lugares ricos en grano de cereal, herbáceas silvestres y una entomofauna más abundante y diversificada (véanse Potts, 1980; Serre y Birkan, 1985; entre otros). Además, existe un aumento de la selección de la labor de cereal en la época de bandos familiares, lo que está relacionado con la mayor altura y la mayor disponibilidad de alimento de tipo vegetal. Los resultados favorables en LB(T), tanto para alimentación como para descanso, es indicativo de que un número bastante apreciable de perdices pasa gran parte del día en este tipo de habitat, abandonándolo sólo cuando son molestadas o cuando el calor les obliga a buscar lugares más frescos.

El segundo tipo de vegetación en importancia selectiva es una zona no cultivada, utilizada principalmente para proporcionar cobijo. Así, el matorral (M) es la vegetación de refugio más utilizada y seleccionada.

Respecto al **estrato arbóreo existe predominio de uso por los lugares con *P. halepensis*. La vegetación de borde más usada presenta estratos arbustivo y herbáceo.**

En relación al análisis comparativo de nuestros resultados con los obtenidos en otras zonas del área de distribución de la especie, se destaca la escasez de estudios en ambientes de tipo mediterráneo. En España cabe destacar los trabajos de Arias de Reyna (1975) y de Braza y Alvarez (1986) en diferentes biotopos de Doñana, los de Lucio y Purroy (1985, 1987) y Lucio (1990, 1991) en diferentes medios (montano a llanura cerealista) de la provincia de León, o el referente a los cultivos cerealistas en el centro de España (Tellería *et al.*, 1988). La mayor información bibliográfica sobre el hábitat de las perdices hace referencia a los agrosistemas franceses e ingleses (Birkan, 1977; Potts, 1980 y 1986; Green, 1984; Rands, 1986, 1987a-b y 1988; Berger, 1987; entre otros), cuyas características difieren de las existentes en nuestra zona de estudio.

La mayoría de aquellos trabajos donde se cita la presencia de cultivos de cereal, se llega a la conclusión de que son una parte importante del hábitat de *A. rufa.*, lo que coincide con nuestros resultados. Lucio (1990) muestra que el abandono de este tipo de cultivo es una de las principales causas del descenso poblacional de la perdiz roja en las zonas de montaña y transición de León, debido a las pérdidas de diversidad del habitat y de áreas estacionalmente ricas en alimento. Sin embargo, su potencialidad perdicera se ve bastante reducida cuando aparece en grandes superficies de monocultivo. Las zonas de mayor concentración parcelaria del llano cerealista leonés presentan la menor densidad de población de *A. rufa* de los tres sectores provinciales muestreados por Lucio (1990).

La selección de las áreas de matorral esclerófilo mediterráneo como habitat de refugio, e incluso de alimentación, siempre que aparezca con altura (0-1 m.) y cobertura (\cong 50 %) relativamente bajas (matorral aclarado), ha sido detectada en la zona colinar de transición de la provincia de León (Lucio, 1990 y 1991). Estas condiciones proporcionan mayor protección contra los depredadores, tanto por la ocultación, como por permitir mejor la vigilancia y la huida a peón, y favorecen la alimentación procedente de las herbáceas que crecen en los espacios abiertos entre el estrato arbustivo. En nuestra zona, el matorral también aparece con una selección

patente, sobre todo como refugio en época de bandos familiares y como descanso en las localizaciones originales del período de bandos plurifamiliares.

La importancia del matorral como hábitat idóneo para *A. rufa* se ha observado en Doñana. Así, Arias de Reyna (1975) muestra el uso del matorral de jaguarzo (*Halimium sp.*) como refugio y dormitorio en la época de bandos familiares e invernales, y formando parte del territorio en la fase de parejas. La función principal de refugio concuerda con nuestros resultados, y la inclusión en los territorios coincide con su ocupación, y en algunos casos ligera selección, en el período de parejas de nuestra zona. Braza y Alvarez (1986) concretan más la selección de hábitat de la población de perdices de Doñana, presentando un predominio de uso del matorral (*Halimium*, *Calluna*, *Erica*,...) durante la primavera y el otoño. Bump (1958) y Coles (1979) comentan la importancia para *A. rufa* de las zonas de «monte» (*Cistus*, *Rosmarinus*, *Erica*, *Juniperus*,...) en los agrosistemas del Centro de España y de Portugal. La garriga mediterránea francesa también es un hábitat de importancia perdicera (véase revisión CNERA, 1986).

En la bibliografía consultada (por ej. Berger, 1986; Lucio, 1990), las huertas y frutales de regadío son rechazados por *A. rufa*. Sin embargo, en nuestra zona existe una selección favorable del frutal de regadío como lugar de descanso durante el verano. Esto estaría relacionado con las condiciones microambientales, zonas más frescas, que permiten una mejor protección térmica contra las altas temperaturas de las horas centrales del día. Sin embargo, su disposición espacial en franjas en el interior de vaguadas, y rodeados por otros tipos de vegetación (M o M/Ph), hace que estas conclusiones no sean extrapolables a otras zonas de regadío. En otro estudio realizado en una zona (Cinca) de la provincia de Zaragoza (Nadal et al., 1987), la densidad de *A. rufa* es mayor en las zonas de regadío creadas hace 100 años que en los cultivos de secano y en los regadíos más recientes (20 años).

El predominio de selección de los bordes (setos) por *A. rufa* ha sido obtenido en determinados agrosistemas franceses (Berger, 1987 y 1989). Según este autor, los bordes de tipo arbustivo y herbáceo son los que presentan mayor frecuentación (IF=29.50), y los de tipo arbóreo/arbustivo/herbáceo son los menos frecuentados (IF=18.48). El primer tipo de borde muestra predominio de uso en la mayoría de las estaciones del año, excepto en verano, que son más usados los bordes con los tres tipos de estratos. Estos resultados coinciden, en gran parte, con el uso de la vegetación de borde observado en nuestra zona. En dichas áreas francesas, ambos tipos de bordes son usados como lugares de alimentación, refugio y descanso durante todo el año.

AGRADECIMIENTOS

La financiación del trabajo de campo ha sido posible gracias al proyecto «Estudio Ecológico-Cinegético de la Perdiz Roja en la Provincia de Alicante», establecido mediante convenio entre la Conselleria de Mida Ambient (antes d' Agricultura i Pesca) de la Generalitat Valenciana y la Universitat d' Alacant.

ANEXO

Los descriptores del medio considerados se pueden dividir en dos grandes grupos: las variables topográficas o geomorfológicas y las relativas a la vegetación. Estas últimas se dividen a su vez en las que hacen referencia a los tipos generales de vegetación y las referentes a la vegetación de borde que separa a los anteriores.

Las variables topográficas son las siguientes:

TG: Topografía general, que presenta la situación de los contactos en función de dos grandes tipos geomorfológicos: valle y zona montañosa.

TP: Topografía particular, que analiza la localización de los contactos según cuatro elementos topográficos: terreno llano, ladera o elevación del relieve, depresión, otros elementos (acantilados rocosos, collados, etc.).

EG: Exposición general, que presenta tres grandes categorías de exposición topográfica: solana (Este, Sur), umbria (Norte, Oeste), todos los vientos.

P: Pendiente, que expresa la inclinación del terreno según cinco categorías porcentuales: < 5, 5-10, 10-25, 25-50, >50.

TS: Tipo de suelo, que analiza la localización de los contactos según la pedregosidad del suelo. Se han diferenciado tres categorías: suelo rocoso (SRO) formado por rocas sin disgregar o disgregadas en grandes bloques, suelo pedregoso (SPE o E2) que presenta un cierto grado de pedregosidad (piezas medianas y pequeñas) y material fino, suelo particulado (SPA o E3) o constituido sólo por partículas finas (arenas, arcillas, limos).

Las variables consideradas en el grupo de la vegetación general son:

TV: Tipo de vegetación predominante según las categorías definidas en MAPA (1984). Las categorías presentes en nuestra zona de estudio son:

M: Matorral.

M/Ph: Matorral con pinos.

ER(FS): Erial de frutal de secano.

FR: Frutal de regadío.

ER(T): Transformados en estado de erial.

LB(T): Transformados con sembrados de cereal.

TE: Tipos de estratos de la vegetación, que considera el número y tipos de estratos según las siguientes categorías: H:herbáceo, AR:arbustivo, AB:arbóreo, y sus combinaciones.

AH y *AAR*: Alturas herbácea y arbustiva, respectivamente, según tres categorías (m.): 0-0.5, 0.5-1, 1-2.

AAB: Altura arbórea, diferenciando cinco categorías (m.): < 2, 2-3, 3-4, 4-5, >5.

CH, *CAR* y *CAB*: Coberturas herbácea, arbustiva y arbórea, respectivamente, que representan los porcentajes de superficie de suelo cubierta por la proyección de las partes aéreas de cada estrato de vegetación. Se han diferenciado cuatro categorías (%): 0-25, 25-50, 50-75, 75-100.

CVH: Composición herbácea, considerando las familias de herbáceas más abundantes. A efectos exclusivos del presente modelo de evaluación del hábitat, se consideran como plantas herbáceas, aquellas cuya fisionomía responde al tipo clásico de hierba, es decir, sin ninguna lignificación patente en sus partes vegetativas aéreas, y que son clasificadas como tales en la bibliografía consultada (Polunin, 1982; Bolòs y Vigo, 1984). Las categorías de nuestra zona de estudio son:

CA 2: Labiadas y Gramíneas.

CA 4: Resedáceas y Compuestas.

CA 5: Compuestas.

CA 6: Primuláceas.

CA 7: Gramíneas.

CVAR y CVAB: Composición arbustiva y arbórea, respectivamente, donde se consideran las especies predominantes de arbustos y árboles. En este modelo se consideran como especies arbustivas, aquellas que presentan un cierto grado de lignificación, como mínimo patente en la parte basal de sus estructuras vegetativas aéreas, y que son definidas como tal en la bibliografía anteriormente citada (Polunin, 1982; Bolòs y Vigo, 1984). Como especies arbóreas se consideran aquellas establecidas como tales en dicha bibliografía, cuya altura sea superior a 1 m., e incluyendo frutales y especies silvestres. Las categorías de CVAR en nuestra zona de estudio son:

CA 1: *Rosmarinus officinalis*.

CA 4: *Rosmarinus officinalis*, *Globularia alypum* y *Quercus coccifera*.

CA 5: *Artemisia* sp., *Thymelaea hirsuta* y/o *Salsola genistoides*.

CA 6: *Rosmarinus officinalis* y *Globularia alypum*.

CA 7: *Rosmarinus officinalis* y/o *Stipa tenacissima*.

CA 9: *Rosmarinus officinalis* y *Anthyllis cytisoides*.

Las categorías de CVAB en nuestra zona de estudio son:

CA 3: Algarrobo (*Ceratonia siliqua*).

CA 4: Almendro (*Prunus dulcis*).

CA 5: Limonero (*Citrus limón*).

PIV: Posición intervegetación, que analiza la localización de los contactos respecto a la presencia de un borde entre tipos diferentes de vegetación. Se han definido dos categorías: IV: interior de vegetación, BV: borde de vegetación.

PIP: Posición interparcela: Añade a la categoría anterior los casos de localización respecto a bordes de las parcelas de un mismo tipo de vegetación o cultivo (bordes de cultivos, caminos agrícolas o forestales). Aparece con dos categorías: IP: interior de parcela, BP: borde de parcela.

Las variables de borde a considerar en estudios sobre selección de hábitat en Fasiánidas han sido muy variadas y discutidas. Algunos trabajos (por ej. Ricci y Garrigues, 1986; Berger, 1987; Lucio, 1990), realizados en agrosistemas intensivos con gran tamaño de las parcelas de cultivo, se basan principalmente en la disponibilidad (longitud o superficie); mientras que otros autores han demostrado que no es sólo esta variable, sino la composición en ciertas herbáceas o arbustos (Rands, 1986) o la estructura vertical, las que definen la calidad de los bordes como hábitat perdicero. En nuestro estudio nos hemos inclinado por el segundo tipo de descriptores, considerando las siguientes variables:

BTE: Tipos de estratos presentes en vegetación de borde (idem que TE).

BAH, BAAR y BAAB: Alturas de los estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo en la vegetación de borde (idem AH, AAR, AAB).

BCH, BCAR y BCAB: Coberturas herbácea, arbustiva y arbórea de la vegetación de borde (idem CH, CAR, CAB).

BCVH, BCVAR y BCVAB: Composición herbácea, arbustiva y arbórea de la vegetación de borde (idem CVH, CVAR, CVAB).

Los períodos del ciclo biológico anual de *A. rufa* son:

PA: Parejas. BF: Bandos familiares. BPF: Bandos plurifamiliares.

BIBLIOGRAFÍA

- ARIAS DE REYNA L. (1975). Ciclo anual de la territorialidad en la perdiz roja (*Alectoris rufa*) de Doñana (Aves: Phasianidae). Bol. Est. Central Ecología, 7(4): 57-64.
- BERGER F. (1987). Contribution à l'étude du rôle des haies pour la perdrix rouge (*Alectoris rufa*). Gibier Faune Sauvage, 4: 67-81.
- BERGER F. (1989). La perdrix rouge. Stage F.A.F. 63 pp.
- BIRKAN, M. (1977). Population de perdrix grise et agriculture: Evolution des tableaux de chasse et distribution des couples au printemps sur un territoire de chasse près de Provins (Seine et Marne). En: Pesson P. y Birkan M. (Eds.). Ecologie du petit gibier et aménagements des chasses. Gauthier-Villars. Paris: 137-160.
- BLOCK W.M., WITH K.A. y MORRISON M.L. (1987). On measuring bird habitat: Influence of observer variability and sample size. The Condor, 89: 241-251.
- BOLOS O. y VIGO J. (1984). Flora del País catalans. Barcino. Barcelona.
- BRAZA F. y ALVAREZ F. (1986). Détermination de préférences d'habitat de la perdrix rouge par dénombrement des excréments. B.M. O.N.C., 102: 25-26.
- BRAZA F., ALVAREZ F. y PINTOS R. (1985). Gregarismo de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en Doñana. Ardeola, 32(1): 39-47.
- BUMP G. (1958). Reg-legged partridges of Spain. Special Scientific Report, Wildlife n . 39. 38 pp.
- CALDERON J. (1983). La perdiz roja (*Alectoris rufa*). Aspectos morfológicos, taxonómicos y biológicos. Tesis Doctoral Universidad Complutense de Madrid.
- CNERA, (1986). La perdrix rouge. Notes techniques. B.M. O.N.C., Fiche n . 39. 11 pp.
- COLES C. (1979). Field notes on wild partridge management in Spain and Portugal. En: CIC (Ed.). Partridges of the *Alectoris Genus*. Athens.
- GREEN R.E. (1983). Spring dispersal and agonistic behaviour of the red-legged partridge (*Alectoris rufa*). J. Zool. London, 201: 541-555.
- GREEN R.E. (1984). The feeding ecology and survival of partridge chicks (*Alectoris rufa* and *Perdix perdix* L.) on arable farmland in East Anglia. J. Appl. Ecol., 21: 817-830.
- HAENSLY T.F., GRAWFORD J.A. y MYERS S.M. (1987). Relationships of habitat structure to nest success of ring-necked pheasants. J. Wildl. Manage., 51(2): 421-425.
- LUCIO A. (1990). Bioecología de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en la provincia de León. Bases para su gestión cinegética. Tesis Doctoral Universidad de León.
- LUCIO A. (1991). Selección de hábitat de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en matorrales supramediterráneos del NW de la Cuenca del Duero. Aplicaciones para la gestión del hábitat cinegético. Ecología, 5: 337-353.
- LUCIO A. y PURROY F.J. (1985). Contribución al conocimiento demográfico de las Phasianidae (*P. perdix*, *A. rufa* y *C. coturnix*) de la provincia de León. Bol. Est. Central Ecología, 27(4): 89-97.
- LUCIO A. y PURROY F.J. (1987). Selección de hábitat de *Alectoris rufa* en la llanura cerealista del SE de León. I Congr. Int. Aves Estepáricas. León: 255-264.

- MAPA (1984). Mapas de cultivos y aprovechamientos. Dirección General de Producción Agraria. Madrid.
- NADAL J., NADAL J. y RODRIGUEZ-TEJEIRO J.D. (1987). The car, strip and zig-zag census to measure the *Alectoris rufa* populations in low Cinca. XVIII Congr. IUGB. Krakow (Poland).
- PEIRO V. (1992). Ecología de las poblaciones de perdiz roja (*Alectoris rufa*) en la provincia de Alicante y su aplicación a la gestión cinegética. Tesis Doctoral Universidad de Alicante.
- PEPIN D. y MATHON J.F. (1979). Cycle biologique et aspects du comportement de la perdrix rouge (*Alectoris rufa*) dans le Midi Méditerranéen. CIC (Ed.). Partridges of the *Alectoris* Genus. Athens.
- POLUNIN O. (1982). Guía de campo de las flores de Europa. Omega. Barcelona.
- POTTS G.R. (1970). Recent changes in the farmland fauna with special reference to decline of the grey partridge. *Bird Study*, 17: 145-166.
- POTTS G.R. (1980). The effects of modern agriculture, nest predation and game management on the population ecology of partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*). *Adv. Ecol. Res.*, 11: 1-79.
- POTTS G.R. (1986). The partridge. Pesticides, predation and conservation. Collins. London.
- RANDS M.R.W. (1986). Effect of hedgerow characteristics on partridge breeding densities. *J. Appl. Ecol.*, 23: 479-487.
- RANDS M.R.W. (1987a). Recruitment of grey and red-legged partridge in relation to population density and habitat. *J. Zool. London*, 212: 407-418.
- RANDS M.R.W. (1987b). Hedgerow management for the conservation of partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*). *Biological Conservation*, 40: 125-139.
- RANDS M.R.W. (1988). The effect of nest site selection on nest predation in grey partridges (*Perdix perdix*) and red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *Ornis Scandinavica*, 19: 35-40.
- RICCI J.C. (1982). Quelques aspects de l'éco-éthologie de la perdrix rouge (*Alectoris rufa*). Thèse Doc. INA Paris-Grignon.
- RICCI J.C. (1985). Influence de l'organisation sociale et de la densité sur les relations spatiales chez la perdrix rouge. Conséquences démographiques et adaptatives. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 40: 53-85.
- RICCI J.C. y GARRIGUES R. (1986). Influence de certaines caractéristiques des agrosystèmes sur les populations de perdrix grises (*Perdix perdix*) dans la région Nord-Bassin Parisien. *Gibier Faune Sauvage*, 3: 369-392.
- RICCI J.C., MATHON J.F., GARCIA A., BERGER F. y ESTEVE J.P. (1990). Effect of habitat structure and nest site selection on nest predation in red-legged partridges (*Alectoris rufa*) in french mediterranean farmlands. *Gibier Faune Sauvage*, 7: 231-257.
- SERRE D. y BIRKAN M. (1985). Incidence des traitements insecticides sur les ressources alimentaires des poussins de perdrix grise dans un agrosystème de Beauce. *Gibier Faune Sauvage*, 4: 21-61.
- TELLERIA J.L., SANTOS T., ALVAREZ G. y SAEZ-ROYUELA C. (1988). Avifauna de los campos de cereales del interior de España. En: Bernis F. (Ed.). Aves de los medios urbano y agrícola. SEO. Madrid: 173-319.

**LA FAMILIA HAPLOZETIDAE GRANDJEAN, 1936
(ACARI, ORIBATIDA) EN LA PENÍNSULA IBÉRICA**

por
J. GIL* Y L. S. SUBÍAS*

RESUMEN

Se hacen en este trabajo una serie de consideraciones sobre los géneros *Haplozetes* Willmann, 1935, *Lauritzenia* Hammer, 1958 e *Incabates* Hammer, 1961, quedando *Haplozetes* subdividido en dos subgéneros: *H. (Haplozetes)* y *H. (Mixobates)* n. subgen. y *Lauritzenia* en otros dos subgéneros: *L. (Lauritzenia)* y *L. (Incabates)* n. stat. Además, se sacan todos los géneros, excepto *Haplozetes*, de la subfamilia *Haplozetinae* Grandjean 1936 "sensu" J. Balogh et P. Balogh, 1984 y se le sinonimiza la subfamilia *Rostrozetinae* J. Balogh et P. Balogh, 1984, creándose la subfamilia *Lauritzeniinae* n. subfam. para acoger a los géneros sacados de *Haplozetinae*. También se ofrecen redesccripciones complementarias de dos especies de Haplozetidos ibéricos: *Lauritzenia (Incabates) pallidus* (Mihelčič, 1956) y *Lauritzenia (Incabates) sinuatus* (Pérez-Iñigo Jr., 1990).

PALABRAS CLAVE: Acaros, Oribátidos, Taxonomía, *Haplozetidae*, Península Ibérica.

SUMMARY

In this paper some considerations over genera *Haplozetes* Willmann, 1935, *Lauritzenia* Hammer, 1958 and *Incabates* Hammer, 1961 are made, remaining *Haplozetes* subdivided in two subgenera: *H. (Haplozetes)* and *H. (Mixobates)* n. subgen., and *Lauritzenia* also subdivided in two subgenera: *L. (Lauritzenia)* and *L. (Incabates)* n. stat. Moreover, all the genera of the subfamily *Haplozetinae* Grandjean, 1936 "sensu" J. Balogh et P. Balogh, 1984, except *Haplozetes*, are drawn out, and the subfamily *Rostrozetinae* J. Balogh et P. Balogh, 1984 is considered a synonym of the before mentioned; we have created the subfamily *Lauritzeniinae* n. subfam. to receive the genera that were before in the subfamily *Haplozetinae*.

We also give complementary redescrptions of two Iberian species of the family *Haplozetidae* Grandjean, 1936: *Lauritzenia (Incabates) pallidus* (Mihelčič, 1956) and *Lauritzenia (Incabates) sinuatus* (Pérez-Iñigo Jr., 1990).

KEY WORDS: Mites, Oribatids, Taxonomy, *Haplozetidae*, Iberian Peninsula.

* Cátedra de Entomología. Dpto. de Biología Animal I (Zoología). Facultad de Biología. Universidad Complutense. Madrid.

INTRODUCCIÓN

Dados los reiterados problemas que se presentan en la clasificación de determinadas especies de la familia *Haplozetidae* Grandjean, 1936 encuadradas en el grupo de géneros que a continuación se comenta, se ha creído conveniente hacer una discusión de los mismos, a saber: *Haplozetes* Willmann, 1935, *Lauritzenia* Hammer, 1958 e *Incabates* Hammer, 1961. Para ello se van a utilizar básicamente los caracteres diagnósticos ya empleados en la diferenciación de géneros dentro de esta familia: el número de setas genitales y el número de uñas presentes en los tarsos.

DISCUSIÓN TAXONÓMICA

En primer lugar, y tomando el carácter “número de setas genitales” como diferenciador de géneros, tendríamos un género para las especies que presentan cinco pares de setas genitales, que sería *Haplozetes*, ya que la especie tipo de este género: *Haplozetes vindobonensis* Willmann, 1935, según redescrición de GRANDJEAN (1936) sobre ejemplares austriacos como los de la descripción original —corroborada por BECK (1964)—, presenta realmente cinco pares de setas genitales, en lugar de los cuatro que comenta WILLMANN (1935) en la descripción original; y otro género para las especies que presentan cuatro pares de setas genitales, que sería *Lauritzenia* ya que su especie tipo, *Lauritzenia longipluma* Hammer, 1958, tiene dicho número. El género *Incabates*, creado por HAMMER (1961), que tiene a *I. nudus* como especie tipo, debe ser considerado muy próximo a *Lauritzenia*, ya que aparte de las restantes características comunes, también presenta cuatro pares de setas genitales.

En segundo lugar, y tomando como carácter diferenciador “el número de uñas en los tarsos”, se pueden subdividir estos dos géneros, *Haplozetes* y *Lauritzenia*, en dos subgéneros cada uno (categoría que se da mientras no se conozca mejor el valor filogenético de este carácter). Dentro del género *Haplozetes* quedarían el subgénero *H.* (*Haplozetes*) para las especies que, como la especie tipo, tienen tarsos monodáctilos, y el subgénero *H.* (*Mixobates*) n. subgen. para las especies que tienen tarsos tridáctilos. Y dentro del género *Lauritzenia* quedarían el subgénero *L.* (*Lauritzenia*) para las especies que, como la especie tipo, presentan tarsos monodáctilos, y el subgénero *L.* (*Incabates*), estaría caracterizado por la posesión de cinco pares de setas genitales y tres uñas en sus tarsos, siendo la especie tipo de este taxón *Protoribates* (*Protoribates*) *quadripilus* Berlese, 1916.

Un carácter utilizado por BALOGH (1972) para separar *Haplozetes* y *Lauritzenia*, es la forma del sensilo, pero realmente éste sería similar en ambos, de tallo alargado y con el extremo dilatado en mayor o en menor medida; aparte de esto ambos presentan sáculos notogastrales y los pteromorfos móviles, al igual que *Incabates*.

A continuación, y una vez consultada toda la bibliografía con las descripciones originales de las especies hasta ahora pertenecientes a los tres

géneros discutidos, se ofrece la redistribución de las especies en los nuevos taxones considerados.

GÉNERO SUBGÉNERO ESPECIES

<p><i>Haplozetes (Haplozetes)</i> – 5 pares de set. genit. – monodactilia</p>	<p>sp.t. <i>Haplozetes vindobonensis</i> Willmann, 1935 <i>Haplozetes vindobonensis curtipilus</i> Kunst, 1977. <i>Lauritzenia minuta</i> Tseng, 1984. <i>Lauritzenia carneus</i> Tseng, 1984.</p>
<p><i>Haplozetes (Mixobates)</i> – 5 pares de set. genit. – tridactilia.</p>	<p>sp.t. <i>Protoribates (Protoribates) quadripilus</i> Berlese, 1916 <i>Haplozetes triangulatus</i> beck, 1964. <i>Lauritzenia acutirostrum</i> Hammer, 1968 <i>Lauritzenia rotundirostrum</i> Hammer, 1968</p>
<p><i>Lauritzenia (Lauritzenia)</i> – 4 pares de set. genit. – monodactilia</p>	<p>sp.t. <i>Lauritzenia longipluma</i> Hammer, 1958 <i>Haplozetes minimocoma</i> Beck, 1964. <i>Haplozetes cancellatus</i> Beck, 1964 <i>Haplozetes furtadoi</i> Balogh et Mahunka, 1974 <i>Haplozetes loongchiensis</i> Tseng, 1984</p>
<p><i>Lauritzenia (Incabates)</i> – 4 pares de set. genit. – tridactalia</p>	<p>sp.t. <i>Incabates</i> Hammer, 1961 <i>Protoribates (Sheloribates) tenuifusus</i> Berlese, 1916 <i>Peloribates pallidus</i> Mihelčič, 1956 <i>Incabates angustus</i> Hammer, 1967 <i>Haplozetes elegans</i> Kunst, 1977 <i>Haplozetes sinuatus</i> Pérez-Iñigo Jr., 1990.</p>

Deben ser consideradas fuera del género *Incabates* —siguiendo el criterio de BALOGH (1972) y J. BALOGH et P. BALOGH (1984), que dan con pteromorfos móviles a la familia *Haplozetidae*—, todas las especies descritas en este género que tienen pteromorfos inmóviles, a saber: *I. major* Aoki, 1970, *I. medius* Hammer, 1971, *I. pahabaeus* Corpuz-Raros, 1980, *I. striatus* Corpuz-Raros, 1980 e *I. aokii* Choi, 1985. Y quedarían en posición indeterminada por falta de datos sobre el número de uñas o número de setas genitales —aunque dentro de *Haplozetidae*, pues presentan pteromorfos móviles—, las especies *Incabates longisacculus* Mahunka, 1984 y *Haplozetes insignis* Balogh et Mahunka, 1966, que estarían dentro de *Lauritzenia*, por presentar cuatro pares de setas genitales, pero de las que no se conoce el número de uñas de sus tarsos, y *Haplozetes nudus* (Hammer, 1958), que es una especie monodáctila, pero de la que se desconoce el número de setas genitales.

La discusión hecha del género *Haplozetes* va a traer consigo la necesidad de hacer una serie de consideraciones sobre la subfamilia a que pertenece: *Haplozetinae* Grandjean, 1936 en el sentido que le dan J. BALOGH et P. BALOGH (op. cit.). Según dichos autores la subfamilia *Haplozetinae* estaría caracterizada por tener cuatro, o tres, pares de setas genitales, mientras que la subfamilia *Rostrozetinae* J. Balogh et P. Balogh, 1984 se diferenciaría por tener cinco pares de setas genitales. Al tener *Haplozetes*, su género tipo, cinco pares de setas genitales en base a su especie tipo, la subfamilia quedaría también así caracterizada. Por lo tanto la subfamilia *Rostrozetinae* pasaría a ser sinónima de *Haplozetinae*, mientras que los restantes géneros de la subfamilia *Haplozetinae*, con cuatro o tres pares de setas genitales, deben ser sacados de ésta creándose para ellos una nueva subfamilia, a la que se le ha dado el nombre de *Lauritzeniinae* n. subfam. Así la nueva subfamilia incluiría los géneros: *Lauritzenia* Hammer, 1958, *Mancoribates* Hammer, 1961, *Magyaria* Balogh, 1963, *Magnobates* Hammer, 1967 *Conozetes* Balogh et Mahunka, 1969, *Flagellobates* Mahunka, 1978 y *Berlesiella* Hammer, 1979.

ESPECIES IBÉRICAS

La primera especie de la familia *Haplozetidae* citada en España fue descrita originalmente por MIHELČIČ (1956), con el nombre de *Peloribates pallidus* sobre ejemplares recogidos en la Casa de Campo (Madrid). Posteriormente ha sido cambiada de género y citada como *Scheloribates pallidus* —PÉREZ-ÍÑIGO (1974)— y como *Incabates pallidus* —MÍNGUEZ (1981)—, siendo esta última ubicación la que se ha considerado en el presente trabajo.

La otra especie ibérica de Haplozetido es *Haplozetes sinuatus* descrita en el año 1990 por PÉREZ-ÍÑIGO Jr., sobre ejemplares recogidos en el Prepirineo de Huesca y que consideramos, por los caracteres que presenta ha de ser también incluida en *L. (Incabates)*.

A continuación haremos una serie de observaciones sobre ambas especies.

***Lauritzenia (Incabates) pallidus* (Mihelčič, 1956) n. comb.**

Peloribates pallidus MIHELČIČ, 1956

Scheloribates pallidus: PÉREZ-ÍÑIGO, 1974

Scheloribates pallidus: SUBIAS, 1977

Scheloribates pallidus: SUBIAS, 1980

Incabates pallidus: MÍNGUEZ, 1981

Incabates pallidus: KAHWASH et al., 1983

Incabates pallidus: SUBIAS et al., 1985

Incabates pallidus: ARILLO et al., 1988

Dimensiones: 285-315 × 150-180 μ m (PÉREZ-ÍÑIGO, 1974)

270-303 × 145-162 μ m (RUIZ et al., 1986)

En esta especie, los ejemplares que se han utilizado no presentan diferencias apreciables en visión dorsal, con los empleados en la redescrición de PÉREZ-IÑIGO (1974). Se representan por primera vez las visiones ventral (Figura 1a) y lateral (Figura 1b) como información complementaria sobre la especie.

Los ejemplares empleados en esta redescrición proceden de un muestreo realizado en 1975 por L-S. Subías en la Sierra de Cazorla (Sur de España).

Esta especie ha sido encontrada por todo el Centro y Sur de la Península Ibérica, y recientemente KARPPINEN et al. (1987) la han citado también del Caúcaso.

Lauritzenia (Incabates) sinuatus (Pérez-Iñigo Jr., 1990) n.comb.

Haplozetes sinuatus PÉREZ-IÑIGO Jr., 1990

Dimensiones: $276 \times 144 \mu\text{m}$ (PÉREZ-IÑIGO, 1990)

Los ejemplares empleados en esta redescrición, presentan algunas diferencias con respecto a los de la descripción original de esta especie. La primera diferencia es el tamaño, siendo estos ejemplares algo mayores ($279\text{-}343 \times 158\text{-}189 \mu\text{m}$) que el descrito por PÉREZ-IÑIGO Jr. (1990). La segunda diferencia es la forma de los sáculos notogastrales, siendo piriformes en estos ejemplares (Figura 2a) mientras en el de la descripción original son tubiformes. La tercera diferencia se presenta en las setas del prodorso, que son total y finamente ciliadas (Figura 2a), mientras que en el original son lisas. La cuarta diferencia es el número de pares de setas epimerales, presentándose en estos ejemplares visibles todas las setas epimerales (Figura 2c) mientras que en el utilizado por su autor faltan, o al menos no los representa su autor, los pares 1c, 3c y 4c.

También se aporta una visión detallada del sensilo en posición lateral, observándose que es de extremo fusiforme-mazudo y finamente ciliado (Figura 2b), además de una visión lateral del prodorso (Figura 2d), en la que se observan la seta exobotrídica (ex) y el área porosa sublamelar (A1).

Esta visión lateral es muy similar a la de *L. (Incabates) pallidus*, si bien en esta última especie el sensilo presenta un tallo más corto y el extremo más estrecho y fusiforme, siendo esta la diferencia fundamental entre las dos especies.

Los ejemplares empleados en esta redescrición son de un muestreo encabezado por L-S. Subías en el año 1983 en el Cabo de San Vicente (Sur de Portugal).

Hasta ahora sólo se conoce esta especie de la Península Ibérica.

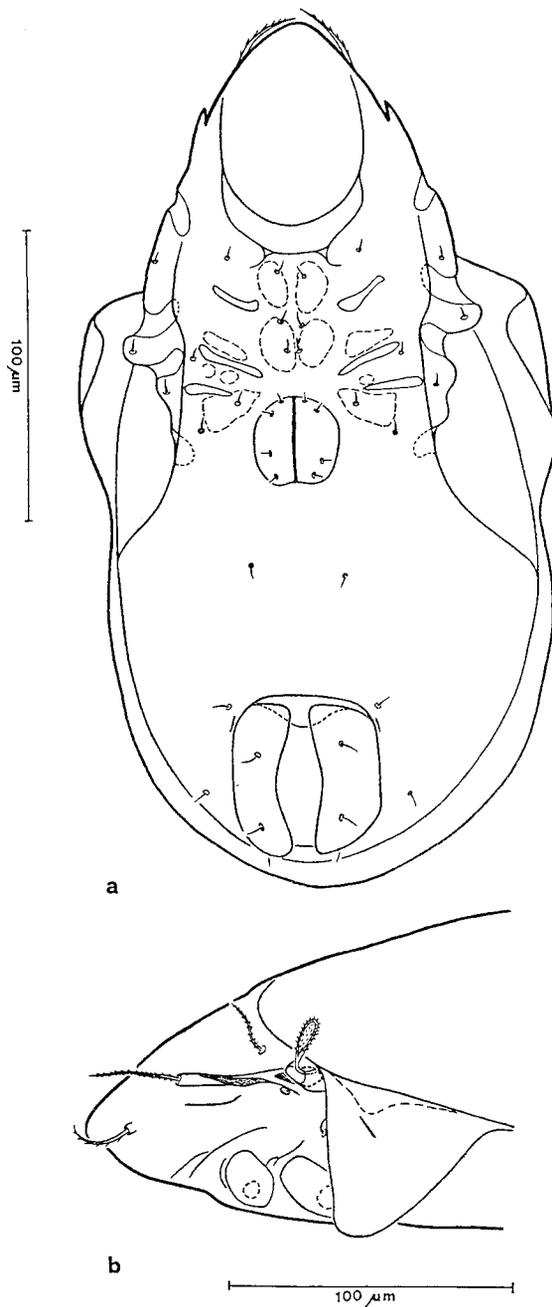


Figura 1.— *Lauritzenia (Incabates) pallidus* (Mihelčič, 1956). a/ Visión ventral. b/ Visión lateral del prosorso.
Lauritzenia (Incabates) pallidus (Mihelčič, 1956). a/ Ventral view. b/ Lateral view of prodorsum.

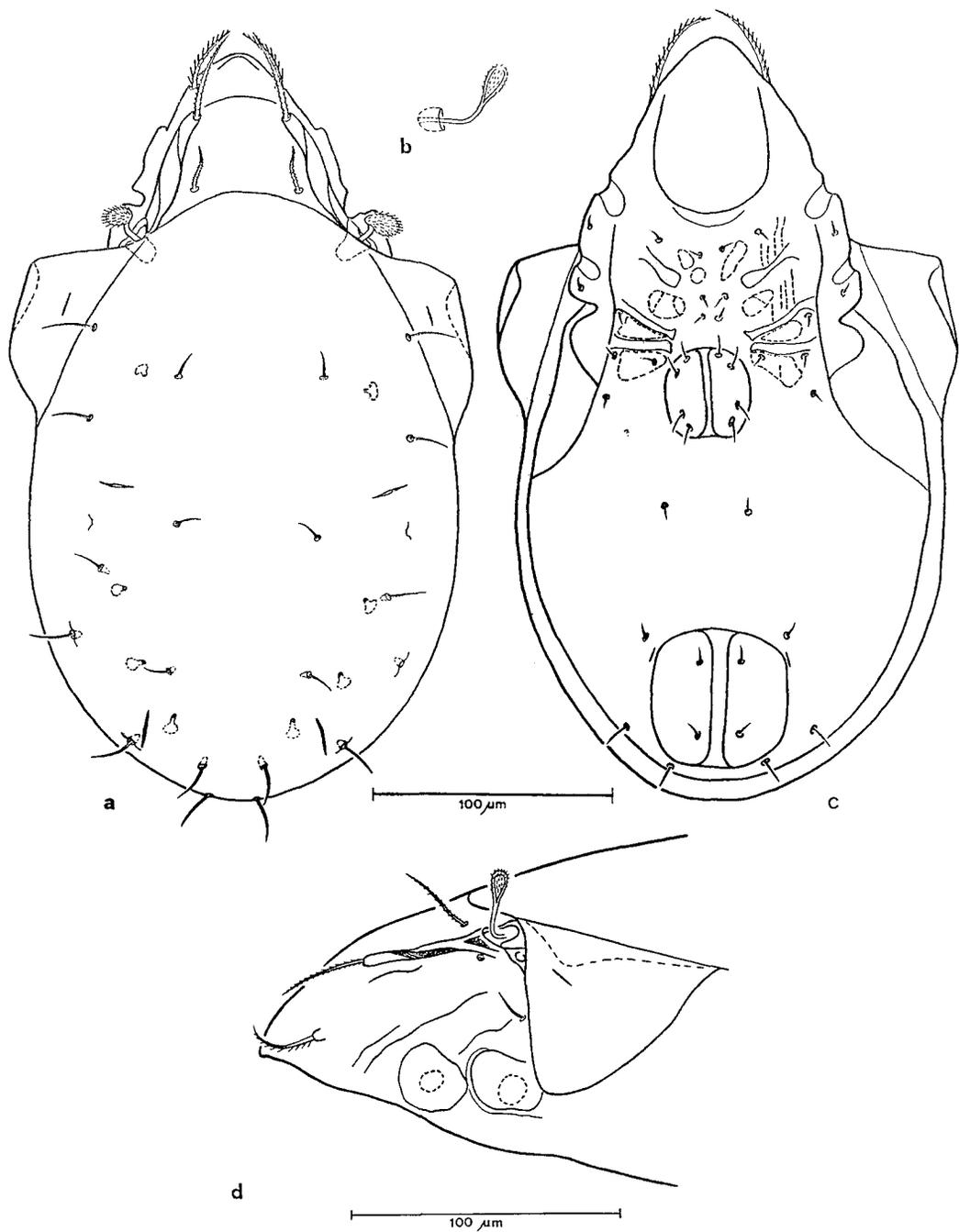


Figura 2.— *Lauritzenia (Incabates) sinuatus* (Pérez-Iñigo Jr. 1990). a/ Visión dorsal. b/ Sensilo en visión lateral. c/ Visión ventral. d/ Visión lateral del prodorso.
Lauritzenia (Incabates) sinuatus (Pérez-Iñigo Jr. 1990). a/ Dorsal view. b/ Lateral view of sensillum. c/ Ventral view. d/ Lateral view of prodorsum.

BIBLIOGRAFÍA

- ARILLO, A.; BORDEL, I. et SUBÍAS, L.S., 1988. Los Oribátidos (*Acari, oribatida*) de la Ciudad Universitaria de Madrid. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Biol.)*, 84 (1-2): 117-125.
- BALOGH, J. 1972. *The Oribatid genera of the world*. Akadémiai Kiadó. Budapest. 188 pp.
- BALOGH, J. et BALOGH, P. 1984. A review of the Oribatuloidea Thor, 1929 (*Acari, Oribatei*). *Act. Zool. Hung.*, 30 (3-4): 257-313.
- BALOGH, J. et MAHUNKA, S. 1966. The scientific results of the hungarian soil zoological expedition to the Brazzaville-Congo. 3. The Oribatid mites (*Acari*) of Brazzaville-Congo. I. *Act. Zool. Acad. scien. Hung.*, 12 (1-2): 25-40.
- BECK, L. 1964. Beiträge zur Kenntnis der neotrpischen oribatidenfauna. 4. *Haplozetes* und *Peloribates* (*Arach., Acari*). *Senck. biol.*, 45: 161-183.
- GRANDJEAN, F. 1936. Observations sur les Oribates (10^e série). *Bull. Mus. nat. Hist. natur.* (2), 8: 246-253.
- HAMMER, M. 1961. Investigations on the Oribatid fauna of the Andes Mountains. II. Perú., *Biol. Skr. Dan. Vid. Selsk.*, 13 (1): 1-159.
- KAHWASH, M.A., MÍNGUEZ, M. E. et SUBÍAS, L. S. 1983. Estudio taxocenótico de los Oribátidos (*Acarida*) de una zona agrícola de Toledo. *Act. I. Congr. iber, Entom., II: 459-470*.
- KARPPINEN, E.; KRIVOLUTSKY, D. A.; TARBA, Z. M., SHTANCHAEVA, U. Ya. et GORDEEVA, E. W. 1987. List of Oribatid mites (*Acarina, Oribatei*) of northern palaearctic region. IV. Caucasus and Crimea. *Ann. Ent. Fenn.*, 53: 119-137.
- MIHELČIČ, F. 1956. Oribatiden Südeuropas III. *Zool. Anz.*, 156: 9-29.
- MÍNGUEZ, M.E. 1981. *Estudio taxocenótico de los Oribátidos (Acarida, Oribatida) de El Pardo*. Ed. Univ. Compl. Madrid. 281 pp.
- PÉREZ-ÍÑIGO, C. 1974. Acaros Oribátidos de suelos de España peninsular e Islas Baleares (*Acari, Oribatei*). Parte V. *Eos*, 48: 367-475.
- PÉREZ-ÍÑIGO, C. Jr. 1990. Acaros oribátidos (*Acari, Oribatei*) de la provincia de Huesca. I prepirineo. *Eos*, 65.
- RUIZ, E.; MÍNGUEZ, M. E. et SUBÍAS, L. S. 1986. Los Oribátidos (*Acari, Oribatida*) de los eriales de cultivo de una zona agrícola del sur de Madrid y el efecto borde. *Act. VIII. Jorn. Asoc. esp. Ent.*: 98-110.
- SUBÍAS, L. S. 1977. Taxonomía y Ecología de los Oribátidos Saxícolas y Arborícolas de la Sierra de Guadarrama (*Acarida, Oribatida*). *Trab. Cát. Artr. Fac. Biol. Univ. Compl. Madrid.*, n. 24. 374 pp.
- SUBÍAS, L. S. 1980. Acaros Oribátidos de la Sierra de Cazorla (*Acarida, Oribatida*). En: Ed. M. G. de Viedma. *Fauna de Cazorla. Invertebrados*. ICONA. Monografía n.º 23: 7-51.
- SUBÍAS, L. S.; RUIZ, E. et MÍNGUEZ, M. E. 1985. Aportación al conocimiento de las comunidades de Oribátidos (*Acari*) del erial mediterráneo. *Act. II. Congr. iber. Entom.*, I: 389-398.
- WILLMANN, C. 1935. IV Die Milben-fauna. *Zool. Jahrb. Jena (Syst)*. 66: 331-344.

EVOLUCIÓN ESTACIONAL DE DOS COMUNIDADES DE AVES DE REBOLLARES (*Quercus pyrenaica*, WILLD) EN EL CENTRO-OESTE PENINSULAR: ANÁLISIS CUALITATIVO.

por

JESÚS M.^a CALVO MACHO*, SALVADOR J. PERIS ÁLVAREZ*

RESUMEN

En el presente trabajo se describe la composición cualitativa y la evolución estacional, de las comunidades de aves en dos parcelas de rebollar (*Quercus pyrenaica*) con diferente estructura vegetal: (Dehesa y Monte).

Dos muestreos por mes, debidamente espaciados, parecen ser suficientes para contactar prácticamente a la totalidad de las especies de estos medios forestales.

Las comunidades estudiadas presentan valores más altos en cuanto a riqueza de especies que los encontrados en otras comunidades de robledales ibéricos.

El ciclo anual puede subdividirse en cuatro períodos en cuanto a composición y grado de reemplazamiento: período reproductivo, invernal y dos períodos migratorios, prenupcial y postnupcial.

Respecto al número de especies dominan las de presencia temporal y existe un alto número de especies comunes en ambas comunidades, pudiendo considerarse cualitativamente similares ambos tipos de bosques.

SUMMARY

This work describes the qualitative composition of bird communities in two plots of Iberian oak woods (*Quercus pyrenaica*) with different management and vegetation structure.

Two samples by month are enough to contact the larger part of species of this woodlands, spending less field work.

The studied communities have greater values of species richness than others iberian communities of oak-woods.

Two periods of remarkable instability and two of stability were observed. The first ones corresponded to the spring and autumn and the second ones to breeding and winter times. The annual cycle is subdivided in four periods according to the composition of the avifauna and its change degree: breeding and winter and spring and autumn migration times.

Respect to the species number, the bird community is dominated by migratory species. There are a lot of common species in both communities, the two plots are qualitatively similar.

* Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, 37071 Salamanca.

INTRODUCCIÓN

Las comunidades de aves que nidifican en los robledales han sido bien estudiadas en Europa Central (ZAMORA Y CAMACHO, 1984), sin embargo no se ha prestado mucha atención al estudio del ciclo estacional, que es aún poco conocido, a pesar de la importancia que tiene el factor tiempo en la organización de las comunidades de aves (HERRERA 1981). Una situación análoga se produce en la Península Ibérica, siendo el trabajo de ZAMORA Y CAMACHO (1984), el único de ciclo anual completo, sobre este tipo de bosques.

En la actualidad, los rebollares se presentan muy transformados, consecuencia de una larga y complicada historia de manejo humano (MONTOLYA, 1982). Esto ha producido a partir de los bosques originales, un conjunto de ecosistemas de variadas características externas en función de la intensidad y duración de la actividad humana.

La amplia difusión de los rebollares en la Península Ibérica, especialmente en su cuadrante nor-occidental (CEBALLOS, 1966), así como los peligros de destrucción que actualmente le amenazan, hacen necesario el estudio de las comunidades de aves que los pueblan.

En este trabajo estudiamos las comunidades de aves presentes en dos parcelas de rebollar sujetas a distinto manejo humano, mostrando el curso estacional seguido por la composición de las mismas, para intentar hallar relaciones entre su composición, y la estructura y estacionalidad del medio que nos ocupa.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio está situada en la vertiente septentrional de las sierras de Linares y Tamames, en las extrivaciones más septentrionales de la Sierra de la Peña de Francia (Sistema Central), que se extiende por el suroeste de la provincia de Salamanca. Concretamente el área pertenece a los términos municipales de Heguijuela del Campo y Hondura, localidades próximas a Linares de Riofrio (40° 37' N, 2° 12' W). La altura media de la zona es de 956 m.s.n.m.

MARCOS (1985), califica el clima de la zona de mesomediterráneo superior-supramediterráneo inferior con ombroclima subhúmedo superior.

La vegetación de la zona es un melojar meso-supramediterráneo de ombroclima subhúmedo a húmedo, de óptimo Salmantino y Orensano-Sanabriense, cuyo óptimo biológico se corresponde con la asociación *Genisto falcatae-Quercetum pyrenaicae*, RIVAS MARTÍNEZ in PENAS & T.E. DIAZ (1984). Para un mayor conocimiento de la vegetación ver CALVO (1990).

Se estudiaron dos parcelas de rebollar, existiendo diferencias entre ambas en el grado de manejo humano sufrido en tiempos recientes. La parcela "Dehesa" ha estado sujeta a un intenso manejo (talas periódicas, aclarado, ganadería, etc.), su aspecto es típicamente el de un rebollar "adhesado"

con escasa regeneración y estrato arbustivo. La zona denominada de "Monte" se corresponde con antiguas dehesas excasamente explotadas en las últimas décadas, lo que ha permitido una gran regeneración del roble y del estrato arbustivo, lo que junto a la alta densidad de árboles y la presencia de zonas de matorral, confiere una apreciable complejidad estructural a la vegetación. La zona de "Monte" también presenta de manera más escasa un aprovechamiento ganadero.

MÉTODOS

El método que empleamos en este estudio, se basa en el transecto finlandés (mezcla entre el taxiado y el itinerario de censo), descrito por JARVINEN Y VAISANEN (1975). Se empleó una banda principal de 50 m. de anchura (MB) y una suplementaria sin límite de distancia. En la parcela de "Dehesa", el itinerario seguido fue de 2.300 m. de longitud y en la de "Monte" de 1.700 m., recorriéndose cada uno de ellos 2 veces por mes, excepto en junio que se hizo 3 veces.

Los datos obtenidos durante la época de reproducción, fueron transformados de tal manera que se consideraron como pareja a los machos en canto o a la localización de un nido y como un individuo al resto de los contactos (FERRY Y FROCHOT, 1968; JARVINEN Y VAISANEN, 1976). Los censos se llevaron a cabo desde Noviembre de 1988 hasta Octubre de 1989.

Se han calculado reemplazamientos específicos midiendo la afinidad existente entre las especies encontradas en cada par de meses consecutivos mediante el coeficiente de CZECHANOUSKY (MARGALEF, 1977):

$$IA = 2C / A+B \times 100$$

Donde C = n.º de especies comunes que aparecen en los dos meses comparados, siendo A y B = n.º total de especies encontradas en esos dos meses. Para la realización de los cálculos se tuvieron en cuenta todas las especies encontradas en cada mes, incluso las de permanencia continua. Se utilizó de nuevo el índice de CZECHANOUSKY para calcular las matrices de similitud cualitativa intermensual (Apendice 2) y a partir de ellas se realizaron dos dendrogramas, agrupando los datos por el procedimiento UPGMA (SNEATH y SOKAL, 1975).

RESULTADOS

1. Composición específica

En las tablas 1 y 2 se presentan las densidades obtenidas para las diferentes especies de passeriformes, excluidos los córvidos, en las dos parcelas de estudio a lo largo de los sucesivos períodos mensuales y en el apéndice 1 se muestra la presencia del resto de aves que componen la comunidad.

Especie	Noviembre		Diciembre		Enero		Febrero		Marzo		Abril		Mayo		Junio		Julio		Agosto		Septiembre		Octubre		
	B	T	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	D.Tot.
<i>A. caudatus</i>					0,43	0,12	0,09	3,01																6,52	
<i>A. arvensis</i>	PA	1b	A		0,87	0,64			1,29		0,64	0,87	1,58		1,41									1,74	
<i>A. pratensis</i>	3	x	5,22	2,58	4,35	2,15	16,09	7,95	10,44	8,38	0,43	0,86	1,74	1,29	3,04	2,15	1,74	1,29	3,48	4,3	0,43			1,30	
<i>C. canabina</i>	ET	3	R	2,36										0,64	0,87	1,07	4,35	3,98	16,09	9,46	1,30	0,64		0,86	
<i>C. cerulea</i>	ET	3	R		43,5	21,93	38,58	19,56																0,86	
<i>C. brachyoides</i>	EU	1b	R	6,52	3,22	4,78	2,96	2,81	1,29	6,09	3,01	3,91	1,93	4,35	2,15	2,17	1,29	5,65	2,79	7,83	4,3	7,83	3,87	5,01	
<i>C. coccothrauxae</i>	PA	2	E											2,17	1,07									3,91	
<i>D. lurida</i>	PA	1c	A																					0,64	
<i>E. urtica</i>	PA	3	X			0,43	0,21	1,74	0,86		0,43	0,21												3,04	
<i>E. cistus</i>	ME	3	R	0,21		0,21	0,87	0,43	0,43	0,21	2,17	1,07	1,74	0,86	1,39	0,68								1,74	
<i>E. hortifera</i>	ET	3	E										0,87	0,43	9,13	4,51	6,96	3,69	10,44	5,37	0,43	0,21		27,85	
<i>E. rubecula</i>	EU	2	I	0,87	0,43	0,87	0,43		1,30	0,84	0,43	0,21												0,87	
<i>F. hypoleuca</i>	EU	1a	M																					13,22	
<i>F. comitis</i>	EU	3	R	1,30	1,29	0,43	0,21	0,21	7,39	4,08	2,17	1,93	1,74	0,86	5,65	3,22	4,61	2,27	11,74	5,80	2,17	1,07		37,02	
<i>H. aurica</i>	HO	1c	A																					10,85	
<i>H. polyglota</i>	ME	1b	E																					0,87	
<i>H. rustica</i>	HO	1c	A																					0,21	
<i>L. scaberr</i>	HO	1a	I	0,43	0,21	0,87	0,43	1,74	1,29	0,87	0,43	0,87	1,29	0,87	0,86									1,30	
<i>L. senecio</i>	ME	1b	E											1,74	0,86	1,30	0,64	2	0,98	6,52	3,44	5,22	3,01	0,43	
<i>L. arboreo</i>	EU	3	R	1,07	0,87	0,43	2,61	1,29	3,04	1,93	1,30	2,58	6,09	4,51	10,87	5,59	8,35	4,81	13,92	6,88	12,18	6,02	10,0		
<i>L. megalyrinchos</i>	EU	1b	E																					0,43	
<i>M. calandra</i>	ET	3	E																					0,43	
<i>M. alba</i>	PA	A																						18,85	
<i>M. strelitz</i>	ET	1a	M	1,74	0,86																			0,43	
<i>O. orobol</i>	VM	1b	E																					7,39	
<i>P. caeruleus</i>	EU	1b	R	7,39	4,08	6,09	3,01	6,96	3,65	10,0	6,02	19,14	10,96	26,1	15,26	33,58	17,64	36,71	15,76	28,27	13,97	10,0	5,16	8,7	
<i>P. major</i>	PA	1b	R	11,74	6,02	14,79	7,31	8,26	4,51	11,74	6,23	4,78	3,87	4,35	2,15	7,36	4,3	9,22	4,68	18,27	9,24	10,0	5,37	16,08	
<i>P. montanus</i>	3	R																						14,79	
<i>P. pectoris</i>	PX	3	R																					0,43	
<i>P. phoeniceus</i>	PX	1a	M	1,74	0,86																			0,43	
<i>P. bonellii</i>	EU	1b	E																					3,47	
<i>P. oxybita</i>	PA	1a	X	7,39	3,65	3,04	1,50	3,04	1,50	0,87	0,43	1,30	0,86											54,88	
<i>R. nigropallus</i>	EU	1b	X			1,30	0,64	0,43	0,21															3,04	
<i>S. borinquensis</i>	PA	1a	R	0,87	0,64	2,81	1,29	3,04	1,72	1,74	1,29	8,28	4,73	6,52	3,22	4,35	2,58	7,48	3,82	6,09	3,44	3,61	3,01	3,04	
<i>S. serinus</i>	ME	3	E																						0,43
<i>S. europaeus</i>	PA	1b	R	2,61	1,29	1,74	0,86	1,30	0,86	0,87	0,43	1,74	0,86	0,43	0,21	0,87	0,43	0,52	0,25	3,04	1,50	3,91	1,68	2,17	
<i>S. unicolor</i>	ME	4	R	31,32	44,07	6,86	25,8	8,26	27,30	21,75	51,17	72,21	71,16	21,31	33,54	45,24	42,78	50,11	44,67	52,2	99,9	43,06	34,83	14,79	
<i>S. canalis</i>	ME	1b	A																					0,43	
<i>S. communis</i>	ET	1b	E																					0,43	
<i>S. undata</i>	ME	1b	X			1,30	0,64	0,87	0,43		0,43	0,21												35,04	
<i>T. phlogoeus</i>	HO	1b	I	0,43	0,21																				0,43
<i>T. phlegon</i>	EU	2	X			0,87	0,64	3,91	2,15	3,04	1,50													0,87	
<i>T. merula</i>	PA	2	R	3,91	2,36			4,35	2,15	3,91	3,22	4,78	3,65	6,96	3,44	5,48	2,70	6,7	5,37	4,78	2,79	6,52	3,44	3,91	
<i>T. viscivorus</i>	ET	2	X					0,21	0,64	0,43	1,07														0,43

Tabla 1.— Índices específicos de abundancia en la comunidad de Dehesa: **DEN**: densidad (contactos/10 Has.) según datos de MB; **IKA**: número de contactos por kilómetro, según datos de la banda total. **B**: caracterización biogeográfica (según VOUIS 1960): EU: Europeo; ET: Europeoturkéstano; HO: Holártico; ME: Mediterráneo; PA: Paleártico; PX: Paleoxeromontano; TM: Turkéstano-mediterráneo; VM: Viejo mundo; T: Caracterización del “nicho trófico”, 1: Consumidores de invertebrados; 1a: En el suelo o en sus inmediaciones; 1b: en la vegetación; 1c: en el aire; 2: Consumidores de frutos; 3: Consumidores de semillas; 4: Polípagos. **P**: Permanencia en el área de estudio; C: Constantes; E: Estivales; I: Irregulares; X: Invernales; A: Accidenciales; M: Migradores en paso.

Especie	Noviembre		Diciembre		Enero		Febrero		Marzo		Abril		Mayo		Junio		Julio		Agosto		Septiembre		Octubre			
	B	T	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	DEN	IKA	D.Tot.	
<i>A. caudatus</i>	R		1.17	0.58	2.34	1.16	4.68	2.32	1.17	0.58	5.26	2.61	1.52	0.75							3.51	1.74	5.85	2.9	25.5	
<i>A. pratensis</i>	X				6.09	0.58	0.29																		7.6	
<i>C. carnabina</i>	A														0.70	0.34							0.29		0.7	
<i>C. carduifol</i>	I	0.29			9.86										2.34	1.16						0.58			0.29	
<i>C. brachydidactyla</i>	R	5.26	2.61	10.53	5.22	8.19	5.22	7.60	4.35	4.09	2.03	5.26	2.61	9.94	4.93	4.68	2.32	12.28	6.09	12.87	6.38	9.94	4.93	12.87	6.38	103.51
<i>C. ocozotlaustes</i>	E													1.75	0.87											2.92
<i>D. urbilca</i>	A																					0.58				0.58
<i>E. dia</i>	X			14.62	7.25		0.58																	0.58	0.29	16.37
<i>E. difrus</i>	I			0.58	0.29							1.75	0.87	1.17	0.58	2.69	1.33	1.75	0.87							8.52
<i>E. hortiana</i>	E										0.58	0.58	11.7	5.8	10.06	4.98	3.51	1.74	2.34	1.16						26.19
<i>E. rubicula</i>	R	0.58	0.29	2.92	1.45	3.51	1.74	1.75	0.87	2.92	1.45	2.34	1.16	1.17	0.58	1.52	0.75	1.17	0.58	6.43	3.19	10.53	5.22	5.26	2.9	40.01
<i>F. hypoleuca</i>	M													2.34	1.16											56.5
<i>F. coelebs</i>	R	4.68	2.32	4.09	2.03	1.17	1.16	3.51	2.03			5.85	2.9	14.62	7.25	7.37	3.65	9.94	4.93	2.92	1.45	1.75	0.87	0.58	0.58	56.48
<i>H. polyglotta</i>	E													4.09	2.03	15.21	7.54	23.96	11.89	5.26	2.61					49.54
<i>H. rustica</i>	A																									0.58
<i>L. excubitor</i>	A																									0.58
<i>L. senarub</i>	E																									0.58
<i>L. arboreo</i>	R	0.29						2.34	1.16	3.51	2.32	1.17	0.58	0.58	0.58	4.21	2.08	2.92	1.45	3.51	2.03	9.96	4.64	1.75	2.9	29.35
<i>L. megarhynchus</i>	E							8.19	4.06	23.4	11.6	23.75	11.77	7.02	3.48	7.02	3.48									69.38
<i>M. calandra</i>	E													1.17	0.58	2.34	1.16									3.51
<i>M. alba</i>	A		0.58	0.29																						0.58
<i>M. sineta</i>	M													0.58	0.29											15.79
<i>O. oenanthe</i>	E																									2.92
<i>O. oriolus</i>	E													2.34	1.16	3.04	1.85	0.58	0.29							5.96
<i>P. caeruleus</i>	R	6.18	4.06	24.57	12.18	16.38	10.15	14.62	8.12	26.08	13.92	42.70	22.33	35.68	17.69	59.67	29.5	50.31	24.94	16.38	8.12	33.93	16.82	24.57	12.18	335.06
<i>P. major</i>	R	15.79	7.83	25.15	12.47	21.64	13.92	27.49	16.53	22.23	11.6	15.21	7.54	23.4	11.6	13.57	6.72	22.81	11.31	26.32	13.05	38.02	18.85	36.02	18.85	269.65
<i>P. montianus</i>	I													4.09	2.03	2.34	1.16									6.43
<i>P. pezonia</i>	R									7.02	3.48	0.58	1.16	5.85	2.9	5.38	2.66	1.17	0.58	2.34	1.16	2.92	2.03	1.17	1.16	26.43
<i>P. ochrunis</i>	E																									0.58
<i>P. bonelli</i>	X	1.75	0.87	9.94	4.93	9.36	5.22	1.75	1.45	0.58	0.29	12.28	6.09	26.32	13.05	45.16	22.38	76.38	38.96	14.62	7.25	4.09	2.03			180.85
<i>P. collybita</i>	X	1.17	0.58	2.34	1.16	1.17	0.58	4.09	2.03	1.75	0.87									2.34	1.16	9.94	4.93	9.96	4.64	45.02
<i>R. lignicapillus</i>	R																									2.92
<i>R. regulus</i>	X																									1.45
<i>S. terquata</i>	I																									1.17
<i>S. serinus</i>	E																									0.58
<i>S. europaea</i>	R	7.02	3.48	9.94	4.93	5.26	4.64	8.77	4.93	7.02	3.77	11.11	5.51	8.19	4.06	2.69	1.33	12.87	6.38	9.36	4.64	11.7	5.8	8.19	4.64	102.12
<i>S. unicolor</i>	R	9.36	13.63	21.06	11.6	0.58	26.39	5.26	24.36	11.11	36.25	26.91	36.25	62.59	46.98	65.52	40.02	11.11	6.38	0.58	5.8	8.19	11.31	11.7	13.34	233.97
<i>S. atricapilla</i>	E													7.60	3.77	3.51	1.74	3.86	1.91							14.97
<i>S. canillans</i>	E													0.58	0.29	5.85	2.9	4.21	2.08							14.73
<i>S. communis</i>	E													10.53	5.22	8.77	4.35	10.88	5.39	18.72	9.28	4.68	2.32			58.58
<i>S. undata</i>	A																									0.58
<i>T. troglodytes</i>	R			1.75	0.87	1.17	0.58	1.75	0.87	2.34	1.16	1.75	0.87	2.34	1.16	6.20	3.07	4.68	2.32	1.17	0.58	4.09	2.03	1.75	0.87	28.99
<i>T. iliacus</i>	A	1.17	0.58																							1.17
<i>T. philomelos</i>	X	5.26	2.61	0.58	0.29	5.26	2.61	1.17	1.16	5.26	2.61															17.53
<i>T. merula</i>	R	6.43	3.48	7.60	4.64	2.92	2.9	7.02	3.48	9.94	5.51	9.36	5.22	14.02	6.96	19.89	9.86	9.36	4.64	14.62	7.25	9.36	4.64	3.51	2.32	114.05
<i>T. viscivorus</i>	X	2.34	1.16																							2.34

Tabla 2.— Índices de abundancia en la comunidad de Monte. Símbolos igual que en Tabla 3.

A lo largo del período de estudio se registraron entre ambas parcelas un total de 87 especies, número considerablemente alto si lo comparamos con las 34 encontradas por ZAMORA Y CAMACHO (1984), en rebollares de Sierra Nevada (Granada) o las 45 por SUÁREZ Y SANTOS (1988), en rebollares de Guardo (Palencia).

La riqueza es un parámetro que depende de la intensidad de muestreo, por ello con el fin de ver hasta qué punto se hayan estos valores de riqueza influenciados por la diferente longitud del transecto realizado por los diferentes autores, realizamos las curvas de riqueza acumulada para nuestras dos parcelas por separado y las comparamos con las obtenidas por ZAMORA Y CAMACHO (1984) y GUITIAN (1984) en un robleal en la Sierra de Ancares (Lugo). Hay que indicar que debido a que estos autores sólo aportan datos obtenidos en la banda principal, la curvas de riqueza fueron calculadas a partir de estos datos, aunque lo correcto hubiera sido hacerlo a partir de la riqueza encontrada en la banda total.

En la Figura 1 se representan las curvas de riqueza acumulada encontradas para cada mes, en las distintas comunidades, indicándose la longitud del transecto empleado y el número de veces por mes que este se repetía.

De la observación de dicha figura podemos obtener varias conclusiones; en primer lugar la tendencia asintótica que presentan nuestras curvas hace pensar que dos muestras por mes, debidamente espaciadas pueden ser suficientes para contactar a la mayoría de las especies de una comunidad con un mínimo esfuerzo. En segundo lugar observamos como ZAMORA Y CAMACHO empleando una mayor longitud de muestreo y GUITIAN repitiendo un mayor número de veces los muestreos encuentran unas rique-

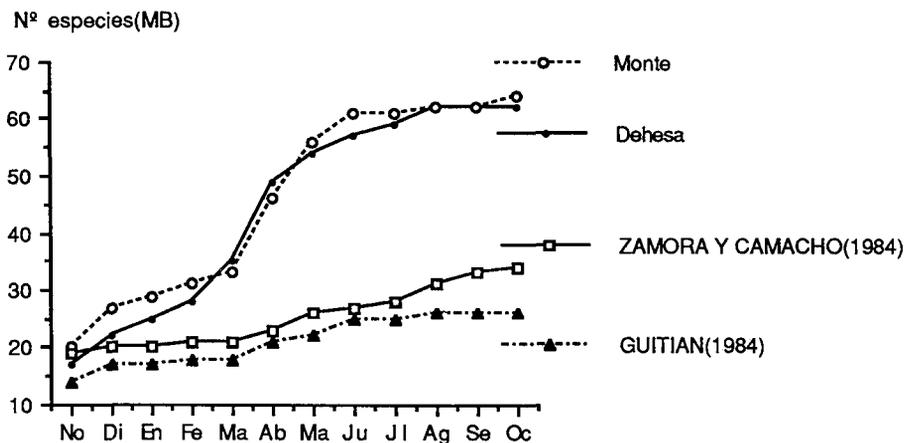


Figura 1.— Curvas de frecuencias acumuladas. Sólo se han tenido en cuenta las especies detectadas dentro de la banda principal (MB). Longitud del transecto y número de veces que se recorría por mes: Monte: 1.700 m., 2× mes; Dehesa: 2.300 m., 2× mes; ZAMORA y CAMACHO: 2.600 m., 2× mes; GUITIAN: 1.600 m., 5× mes.

zas notablemente inferiores a las encontradas por nosotros, lo que sin lugar a dudas demuestra una mayor riqueza y capacidad de carga de nuestros mejojares independientemente de la intensidad de muestreo. En tercer lugar observamos como el período de mayor detección de nuevas especies se produce entre marzo y abril, período en el cual se incorporan a la comunidad los migrantes transaharianos. Esto es apenas observable en las otras dos comunidades.

Mientras que en la parcela de "Dehesa" se registraron 79 especies diferentes (en la banda total) durante el período de estudio, en la de "Monte" fueron 76; de ellas 68 son comunes a ambas. Las 19 especies restantes, se caracterizan por mostrar bajas densidades y/o corta permanencia en la zona de estudio. A la vista del alto número de especies comunes, ambas comunidades pueden considerarse cualitativamente similares a efectos prácticos. Destacable también es la presencia de un elevado número de especies vinculadas a las pequeñas charcas que se realizan en estos montes con objeto de que beba el ganado.

2. Evolución cualitativa

La composición específica de nuestras comunidades varía a lo largo del período de estudio tanto en el número como en la identidad de las especies presentes, existiendo una elevada tasa de reemplazamientos específicos a lo largo del ciclo anual.

El número de especies sufre una fluctuación a lo largo del año (Figura 2). Aunque existen diferencias entre las dos parcelas, ambas se comportan de análoga manera. Excepto en el período de reproducción y un corto intervalo invernal, aparece un mayor número de especies en la parcela de

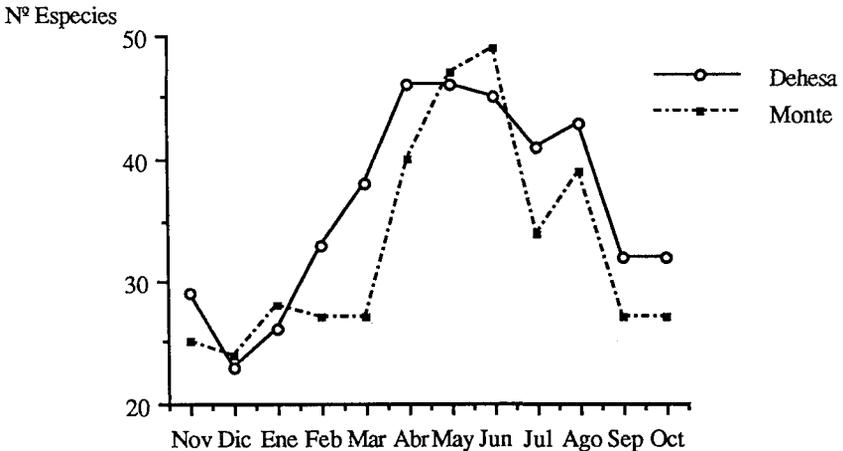


Figura 2.— Evolución del número de especies presentes en los diferentes meses de estudio.

“Dehesa”. Si analizamos la gráfica vemos, como el máximo de especies se alcanza en el período reproductor. El número de especies decae durante el verano, experimentando un ligero aumento en el mes de agosto, este aumento está causado en buena medida por el paso de las aves migradoras que van hacia sus cuarteles de invernada. A partir de este mes se produce un decremento, apareciendo el mínimo de especies durante el invierno.

Por tanto los mínimos en cuanto al número de especies se alcanzan en los períodos más desfavorables del medio, coincidiendo estos con la porción central del verano, donde el fuerte estiaje impone fuertes restricciones a las aves y durante el período invernal donde las temperaturas y la escasez de recursos limitan la composición de las comunidades.

3. Clasificación de las especies.

Vamos a realizar una clasificación de las especies en función del tiempo de permanencia de estas en el área de estudio, con el fin de determinar la categoría fenológica a la que pertenece cada especie.

La clasificación fenológica siguiendo a GARNICA (1988), ha sido la siguiente: se ha considerado como especie Constante o Sedentaria a aquella cuya presencia en el robledal es igual o superior a 9 meses. El resto de especies han sido consideradas como Temporales, pudiéndose subdividir estas a su vez en: Invernantes, Estivales, Migradoras en paso, Irregulares, que son especies sedentarias en la zona pero que aparecen durante menos de 9 meses y Accidentales, aquellas que aparecen esporádicamente en el área o la sobrevuelan en alguna ocasión. El estatus de todas las especies encontradas se muestra en las Tablas 1 y 2. La proporción de las diferentes clases fenológicas en las dos parcelas aparecen en la Figura 3.

Especies que aparecen durante 8 meses, tales como *Aegithalos caudatus* y *Petronia petronia* en “Monte” y *Passer montanus*, *P. petronia*, *Emberiza cirrus*, *Carduelis carduelis*, *C. cannabina* en “Dehesa” han sido consideradas como constantes.

Se puede observar como hay especies que presentan diferente grado de permanencia en ambas parcelas. El número de especies constantes es similar en ambas parcelas, apareciendo 18 en “Monte” y 21 en “Dehesa”, existiendo alguna diferencia en cuanto a la composición de este grupo en las dos áreas. Constantes específicas de “Dehesa” son: *C. cannabina*, *C. carduelis*, *P. montanus*, *E. cirrus*, *Corvus corone*, *Falco tinnunculus*, *Saxicola torquata*; mientras que de “Monte” son: *A. caudatus*, *D. minor*, *Erit-hacus rubecula* y *Troglodytes troglodytes*.

Observamos como aparece un escaso número de especies invernantes, solamente siete, siendo exactamente las mismas en ambas parcelas, excepto *R. regulus* que sólo aparece en la parcela de “Monte”.

Respecto a los migradores en paso, decir que su número también es muy reducido, entre las especies en paso destacan por su número *Ficedula hypoleuca* y *Muscicapa estriata* en ambas parcelas y *P. phoenicurus* en la de “Dehesa”. El número de especies estivales es de 19 en ambas parcelas,

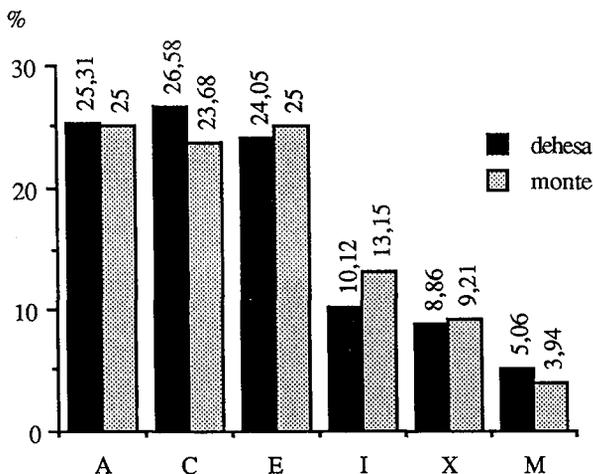


Figura 3.— Proporción que representa los diferentes grupos fenológicos respecto al número total de especies. A: Accidental; C: Constante; E: Estival; I: Irregular; X: Invernante; M: Migrador en paso.

el resto de especies temporales está compuesto por un abultado número de ellas con presencia accidental en el área. Especial atención merece el diferente comportamiento que presentan las currucas en ambas parcelas, *Sylvia undata* invernante en la zona, escoge la parcela “Dehesa” para invernarse, mientras que en “Monte” es meramente accidental. *S. communis* es estival en ambas parcelas, en tanto que *S. atricapilla* y *S. cantillans* sólo lo son en la parcela de “Monte”, lo que nos indica los diferentes requerimientos en cuanto a cobertura de matorral y estructura de la vegetación que precisan estas especies.

4. Reemplazamiento específico y ordenación temporal

Hemos visto como la mayoría de las especies, son de presencia temporal. Esto nos indica que a lo largo del período anual se van a producir significativos cambios cualitativos en la comunidad. El grado de estos reemplazamientos cualitativos, no es uniforme a lo largo del ciclo anual, siendo más intensos durante ciertos intervalos particularmente inestables en cuanto a la composición específica de la comunidad. Se calcularon estos reemplazamientos específicos midiendo la afinidad existente entre las especies encontradas en cada par de meses consecutivos, una vez calculada la afinidad existente, se restan los resultados obtenidos de la unidad para medir realmente los reemplazamientos específicos intermensuales. La evolución mensual de (1-IA) en las dos parcelas se muestra en la Figura 4.

En esta puede apreciarse como el mayor grado de reemplazamiento se produce entre marzo y abril, coincidiendo en este período la llegada de es-

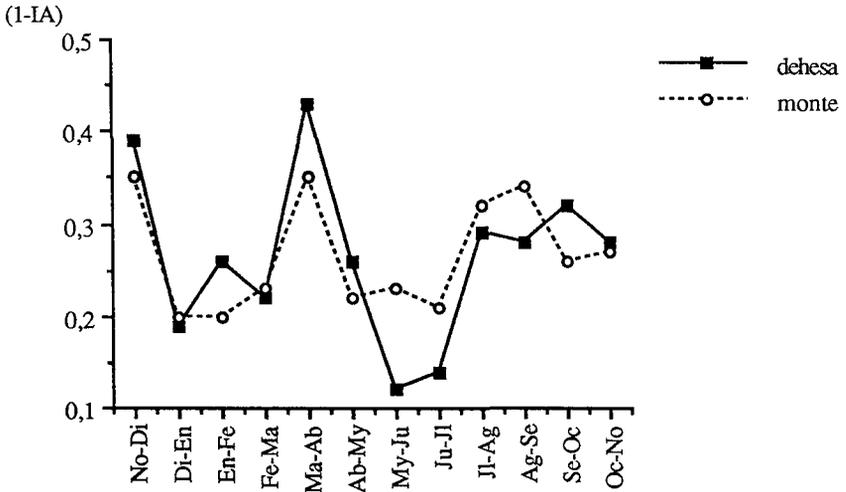


Figura 4.— Evolución anual del grado de reemplazamiento cualitativo de especies entre meses sucesivos, en las dos comunidades estudiadas.

pecies estivales con la retirada de las especies invernales, lo que hace de estos meses un período de especial inestabilidad en cuanto a la composición de la comunidad. De esta manera podemos considerar el período de migración pregenerativa como el más inestable o en el que se suceden los cambios con mayor rapidez. Por el contrario la época reproductora (mayo-junio) se presenta como el período de mayor estabilidad. El grado de reemplazamiento aumenta en el transcurso del verano, para alcanzar un segundo pico a principios del invierno. En los meses invernales se alcanza otro pequeño período de relativa estabilidad. Observando la gráfica, vemos como la velocidad de cambio es mayor en la parcela de “Dehesa” donde se producen los cambios de un modo más pronunciado. El ciclo anual se encuentra pues subdividido internamente en fases de distinta estabilidad, confiando al ciclo anual un importante grado de heterogeneidad interna.

Una vez que se han visto los reemplazamientos específicos, surge la posibilidad de hacer una clasificación objetiva del ciclo anual en períodos homogéneos en base a la composición cualitativa de la comunidad dentro de los mismos. A partir de las matrices de similitud cualitativa intermensual (Apéndice 2) se realizaron dos dendrogramas, agrupando los datos por el procedimiento UPGMA (SNEATH y SOKAL, 1975). Ambos dendrogramas aparecen en la Figura 5.

A primera vista se observa una asociación en muchos casos de meses consecutivos de forma ordenada y jerárquica. Esto sería indicativo de la existencia de períodos homogéneos cualitativamente, determinando momentos clave en los que los cambios son más bruscos (OBESO, 1987). En “Monte” los 12 meses quedan agrupados en tres grupos. Un período invernal de diciembre a febrero, caracterizado por la presencia de las especies

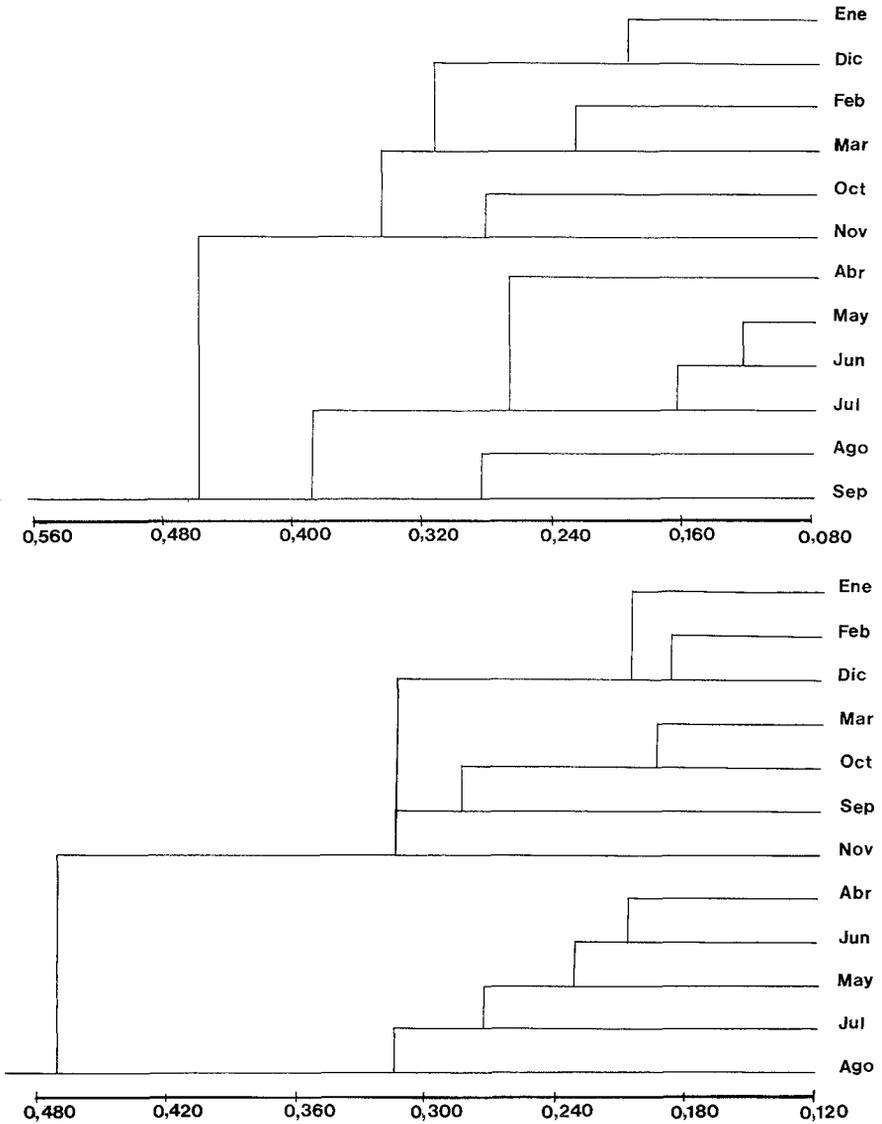


Figura 5.—Dendrogramas construidos a partir de la matriz de similitud cualitativa intermensual. A: Dehesa; B: Monte.

invernantes y las bajas temperaturas. Otro período desde abril a agosto, caracterizado por la presencia de especies estivales y altas temperaturas. Y un tercer grupo formado por marzo, septiembre, octubre y noviembre, caracterizado por corresponder a unos meses en los que se produce una mayor inestabilidad de la comunidad, coincidiendo con movimientos migratorios pre y postgenerativos. En la parcela de “Dehesa” el agrupamiento de

meses es muy semejante. Se aprecia como los meses de mayor reemplazamiento quedan ordenados en pre y postgenerativos, febrero-marzo y octubre-noviembre respectivamente. Septiembre queda agrupado entre los meses estivales mientras que abril queda en una posición intermedia entre los meses estivales y los meses de transición.

Como puede observarse estos resultados concuerdan con la evolución del reemplazamiento específico intermensual, ambos resultados nos ofrecen una visión de los cambios en composición específica a que las comunidades de estudio se ven sometidas a lo largo del ciclo anual.

DISCUSIÓN

Las comunidades estudiadas por nosotros, presentan valores más altos en cuanto a riqueza que los encontrados en otras comunidades de robledales influyendo en ello la gran heterogeneidad estructural que presentan estos bosques, la situación geográfica de nuestra área de estudio, su menor altitud y el manejo humano a que están sujetos.

Ambas parcelas presentan una composición muy semejante, con un alto número de especies comunes, por lo que ambas comunidades pueden considerarse cualitativamente similares. Ello es debido en buena medida a la gran heterogeneidad estructural de ambas parcelas, pues varias especies propias de áreas más abiertas y relativamente abundantes en la parcela de "Dehesa" penetran en la parcela de "Monte" a favor de pequeños claros que en él se producen; por el contrario aquellas especies propias de bosques penetran en la zona de "Dehesa" a favor de algún regato en el que la vegetación se hace más densa. Excepto en el período de reproducción y un corto intervalo invernal, aparece un mayor número de especies en la parcela de "Dehesa". Esta diferencia se debe al número de especies de espacios abiertos que penetran en esta parcela y no lo hacen en la otra. El mayor número de especies en la parcela de "Monte" en el período reproductor viene explicado por la mayor complejidad estructural de esta parcela, lo que hace que la comunidad reproductora sea más rica en esta. La relación directa existente entre complejidad vertical del habitat y diversidad de las aves que nidifican en él es un hecho bien conocido y reiteradamente comprobado (MACARTHUR y MACARTHUR, 1961; MACARTHUR et al. 1966; RECHER, 1969; KARR y ROTH, 1971; BLONDEL et al. 1973). La diversidad está ligada a la riqueza, por lo que cabe predecir una vinculación directa entre riqueza y complejidad estructural del habitat (BLONDEL, et al. 1973).

Las comunidades están dominadas en cuanto a número de especies por aquellas de presencia temporal, existiendo un núcleo básico de especies constantes sobre el cual discurren temporalmente las demás, entre las cuales predominan aquellas cuya permanencia es inferior a un tercio del ciclo anual. Ello produce un marcado reemplazamiento cualitativo intermensual, lo cual origina cambios en la composición de las comunidades. En función de esto es posible definir cuatro períodos en el seno de la comunidad. Un

primer período lo constituirían aquellos meses, dentro de los cuales se lleva a cabo la reproducción (mayo-julio). Este período se caracteriza por presentar la mayor estabilidad en cuanto a composición, y la mayor riqueza de especies. Otro período de gran estabilidad en cuanto a composición es el constituido por los meses invernales (diciembre-febrero). Durante este período la comunidad presenta los valores más bajos en cuanto a riqueza. Entre este período reproductor y el invernal se pueden definir otros dos períodos intermedios que serían el nexo de unión entre estos dos primeros. Estos períodos se caracterizan por una gran inestabilidad en cuanto a la composición de la comunidad, realizándose dentro de ellos los procesos migratorios. Así el período migratorio prenupcial (marzo-abril) se caracteriza por la retirada de las escasas especies de carácter invernal y la llegada del gran contingente de especies estivales. Se produce por ello un rápido aumento de la riqueza en este período. Cambios de signo contrario se llevan a cabo durante el período migratorio postnupcial (agosto-noviembre), durante este se produce la retirada de las especies estivales, mientras se van incorporando las especies invernantes, ello trae consigo fuertes disminuciones de la riqueza de la comunidad. La comunidad presentaría dos períodos de máxima estabilidad intercalados por otros de gran inestabilidad y reemplazamiento, lo cual confiere al ciclo anual un importante grado de heterogeneidad interna. Esto produce que las especies constantes deban coexistir durante cortos períodos de tiempo, con diferentes especies temporales que se van sucediendo en el tiempo, lo cual plantea cuestiones de gran interés desde el punto de vista de la ecología de dichas especies constantes (HERRE-RA, 1980).

MONTE

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
E	0	0,8	0,69	0,5	0,45	0,46	0,45	0,53	0,65	0,72	0,68	0,80
F	0,74	0	0,77	0,56	0,54	0,5	0,52	0,51	0,7	0,74	0,73	0,82
M	0,68	0,78	0	0,65	0,59	0,6	0,55	0,63	0,7	0,81	0,69	0,70
A	0,5	0,58	0,57	0	0,78	0,8	0,67	0,65	0,53	0,59	0,49	0,53
M	0,5	0,55	0,61	0,74	0	0,77	0,74	0,69	0,59	0,56	0,41	0,47
J	0,47	0,56	0,62	0,74	0,88	0	0,79	0,75	0,52	0,57	0,45	0,46
J	0,47	0,54	0,55	0,73	0,82	0,86	0	0,68	0,59	0,59	0,47	0,48
A	0,52	0,60	0,61	0,69	0,74	0,72	0,71	0	0,66	0,66	0,56	0,53
S	0,58	0,58	0,6	0,48	0,53	0,54	0,52	0,72	0	0,74	0,65	0,62
O	0,69	0,64	0,68	0,48	0,53	0,54	0,49	0,61	0,68	0	0,73	0,70
N	0,65	0,70	0,68	0,53	0,53	0,54	0,48	0,63	0,62	0,72	0	0,65
D	0,81	0,67	0,67	0,43	0,46	0,47	0,5	0,6	0,61	0,69	0,69	0

DEHESA

Apéndice 2.— Matriz de similitud cualitativa en la composición de los diferentes meses. La semimatriz superior corresponde a la parcela de Monte y la inferior a la de Dehesa. La matriz se construyó con el coeficiente de CZÉCHANOUSKY.

BIBLIOGRAFÍA

- BLONDEL, J.; C. FROCHOT; B. FROCHOT 1973. Avifaune et vegetation: essai d'analyse de la diversite. *Alauda*, 41: 63-84.
- CALVO, J. M., 1990. Composición, estructura y dinámica temporal de dos comunidades de aves de rebollares (*Quercus pyrenaica*, Willd) en el centro-oeste peninsular. (Salamanca). Tesis de licenciatura. Universidad de Salamanca.
- CEBALLOS, L., 1966. Mapa forestal de España. Ed. IFIE. Madrid.
- FERRY, C.; B. FROCHOT 1968. Recherches sur l'ecologie des oiseaux forestiers en Bourgogne. II.: Trois années de dénombrement des oiseaux nicheurs sur un quadrant de 16 Hectareas en foret de citeaux. *Alauda*, 33: 62-82.
- GARNICA, R., 1988. Ciclo anual de la ornitocenosis del encinar de llanura en la provincia de León: (Periodos y grupos fenológicos). *Studia Oecologica*, 5: 239-250.
- GUITIAN, J., 1984. Ecología de una comunidad de passeriformes en un bosque montano de la Cordillera Cantábrica Occidental. Tesis Doctoral. Univ. de Santiago.
- HERRERA, C.M., 1980. Composición y estructura de dos comunidades mediterráneas de passeriformes. *Doñana Act. Vertebrata*, 7: 1-340.
- 1981. Organización temporal de las comunidades de aves. *Doñana Act. Vertebrata*, 8: 79-101.

- JARVINEN, O.; R. A. VAISANEN, 1975. Estimating relative densities of breeding birds by the transect method. *Oikos*, 26: 316-322.
- 1976. Estimating relative densities of breeding birds by the transect method. IV. Geographical constancy of the proportion of main belt observations. *Ornis Fennica*, 53: 87-91.
- KARR, J. R.; R.R. ROHT. 1971. Vegetation structure and diversity in several New world areas. *Amer. Natur.* 105: 423-435.
- MAcARTHUR, R. H.; J. W. MAcARTHUR. 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42: 594-598.
- MAcARTHUR, R. H.; H. RECHER; M. L. CODY. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. *Amer. Natur.* 100: 319-322.
- MARCOS, B. 1985. Flora y vegetación líquénica epifítica de las sierras meridionales salmantinas. Tesis Doctoral. Univ. de Salamanca.
- MARGALEF, J. M., 1977. *Ecología*. Omega, Barcelona.
- MONTOYA, J. M. 1982. Selvicultura, ordenación y economía de los rebollares de *Quercus pyrenaica*. WILLD. Bol. Est. Central de Ecología, Vol. 11, n.º 22: 3-13.
- OBESO, J. R. 1987. Comunidades de passeriformes en bosques mixtos de altitudes medias de la Sierra de Cazorla. *Ardeola*, 34 (1): 37-59.
- RECHER, H. F. 1969. Bird species diversity and habitat diversity in Australia and North America. *Amer. Natur.* 103: 75-80.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1987. Nociones sobre fitosociología, Bioclimatología, La vegetación de España. Colección Aula Abierta. Ed. M. PEINADO y S. RIVAS-MARTÍNEZ.
- SNEATH, P. H. A.; R. R. SOKAL 1973. *Numerical Taxonomy*. Freeman. San Francisco.
- SUÁREZ, F.; T. SANTOS. (1988). Estructura y estacionalidad de las comunidades de aves de un rebollar de la submeseta norte. *Misc. Zool.* 12: 379-383.
- ZAMORA, R.; I. CAMACHO 1984. Evolución estacional de la comunidad de aves en un robledal de Sierra Nevada. *Doñana Acta vertebrata*, 11 (2): 129-150.

**TENDENCIAS EN LA OCUPACIÓN DE CAJAS-NIDO POR
LA RATA NEGRA, *Rattus rattus* L., EN EL NARANJAL VALENCIANO**

por
J. A. LÓPEZ LÓPEZ¹ y F. V. FAUS²

RESUMEN

Este trabajo analiza las tendencias en la ocupación de cajas-nido por la rata negra, *Rattus rattus*, en un naranjal valenciano. Los factores estudiados han sido la altura de ubicación de las mismas en el árbol y el tipo de huerto según la cobertura vegetal. Los resultados muestran una preferencia por las cajas situadas a mayor distancia del suelo en los meses primaverales de los años 1987 y 1988, así como una progresiva invasión de los nidales desde el primer al segundo año. Además, la tendencia por los nidales altos es significativa en las visitas invernales de 1987 a 1989. Por otra parte, hay una marcada inclinación por ocupar cajas situadas en árboles de gran cobertura y de más de 4 m. de altura. Las causas principales que se sugieren, entre otras, para explicar este comportamiento del roedor es la huida en altura frente a sus predadores y a fenómenos de inundación por riego de los naranjales.

PALABRAS CLAVE: Ocupación, Cajas-nido, *Rattus rattus*, Naranjal valenciano.

SUMMARY

Trends of Black rat, *Rattus rattus*, to occupy nest-boxes in a orange grove, are analyzed. The factors considered were their height above the ground and the type of orchard determined by the arboreal cover. A preference to nest-boxes located more highly in 1987 and 1988 spring months, as well as a progressive invasion of them from first to second year, are showed. Besides, the tendency for the higher nestboxes of the Field winter visits were significant from 1987 to 1989. On the other hand, there is a special tendency to inhabiting the nest-boxes situated in larger-cover trees higher than 4 m. This pattern of can be explained by the upwards-escaping behaviour of *R. rattus* from predators or watering of orange groves.

KEY WORDS: Occupation, Nest-boxes, *Rattus rattus*, Orange groves.

¹ Unidad de Ecología. Departamento de Microbiología. Facultad de C.C. Biológicas. Universidad de Valencia. C/. Dr. Moliner, 50. 46100 Burjassot, Valencia.

² C/. Albacete, 62-5.º. 46007 Valencia.

INTRODUCCIÓN

La nidificación aérea de la rata negra, *Rattus rattus* L., en los naranjales y otros vegetales arbóreos de la Comunidad Valenciana, ha sido estudiada ampliamente por FAUS (1980, 1990) y FAUS y VERICAD (1981, 1987). Los nidos aéreos se construyen, generalmente, con hojas y ramas pequeñas procedentes del mismo árbol que sirve de soporte, aunque en ocasiones el roedor utiliza madrigueras subterráneas excavadas por él mismo como refugio alternativo (FAUS y VERICAD, 1981). No obstante, BARBA y GIL-DELGADO (1990) han comprobado que *R. rattus* suele ocupar las cajas-nido instaladas para aves insectívoras como *Parus major* L. y *Passer domesticus* L.. Este trabajo pretende clarificar las tendencias de ocupación de *R. rattus* en cuanto a la altura y el tipo de huerto donde se disponen dichas cajas-nido.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio comprende una parcela de 9.41 ha. que abarca varios campos de naranjos, *Citrus aurantium* L., localizada en el municipio de Catarroja (Valencia, España). Su situación es 39° 42' N y 0° 27' W y para mayor información de la misma puede consultarse el trabajo de BARBA y LÓPEZ (1990). El estrato herbáceo y la fauna son los mismos que en los naranjales saguntinos (GIL-DELGADO *et al.*, 1979; GIL-DELGADO, 1979, 1983; FAUS, 1980; FAUS y VERICAD, 1981). La estructura arbórea de los huertos se ha definido siguiendo a GIL-DELGADO *et al.* (1979) y a FAUS (1981). La parcela estudiada presenta huertos tipo C (altura > 4 m.: alta cobertura), B (altura \leq 3 m.: media cobertura), E (altura \leq 3.5 m.: baja cobertura), G1 (altura = 2 m.: baja cobertura). En nuestro caso, se ha definido una nueva estructura H en la que cada naranjo se alterna con un plantón de altura variable resultando un huerto de media cobertura. Estas cinco configuraciones se han agrupado en tres niveles de cobertura: alta cobertura (C), media cobertura (B, H) y baja cobertura (E, G1).

MATERIAL Y MÉTODOS

La metodología de campo ha consistido en colocar cajas-nido o nidales de madera para aves insectívoras, tipo colgante, de 14 × 14 cm. de base y una entrada circular de 3 cm. de diámetro. Fueron instalados 132 nidales en 48 árboles distribuidos uniformemente en la parcela: en 28 de ellos se situaron cuatro cajas en el mismo árbol a alturas de 140 cm. (cajas tipo I), 100 cm (II), 60 cm (III) y 20 cm. (IV) del suelo: y, en los otros 20 había un sólo nidale situado a altura variable entre 30 y 80 cm. (V). Las cajas se orientaron al SW y fueron visitadas sistemáticamente todas las semanas desde el mes de marzo a junio en 1987 y 1988, así como el 16-XII-87, el 1-I-88 y el 23-I-88. En cada visita las cajas eran limpiadas, considerándose de principio como cajas ocupadas a aquéllas que contenían hojas o ramitas de na-

ranjo, y, a veces, orín y excrementos. Los nidales donde se observó aislada-mente algún ejemplar de *R. rattus* o con el agujero de entrada roído por su borde, pero sin ningún otra señal de ocupación, fueron desechados en el conteo. Debido a que en un mismo huerto aparecen diferentes estructuras arbóreas, a cada caja se le asignó el centro de un cuadrado de siete naranjos de lado, atribuyéndole así la configuración arbórea respectiva.

RESULTADOS

Preferencias según la altura de ubicación de las cajas-nido

Para abordar el estudio de las preferencias de ocupación de *R. rattus* en cuanto a la altura de las cajas-nido, se consideraron los naranjos con cuatro cajas. En la Tabla 1 se muestra el cuadro general de datos consistente en los 52 nidales ocupados y su reparto mensual y anual. Antes de realizar el análisis comparativo entre las estaciones del año y de los años entre sí, se comprobó la homogeneidad muestral de los datos siguiendo los tests G y X^2 (SOKAL y ROHLF, 1979). El nivel de significación aplicado para aceptar o rechazar la hipótesis nula ha sido 0.05. El test G se usa para minimizar el efecto de la presencia de los valores nulos, para lo cual se efectúa una transformación previa de los datos consistente en adicionar 0.5 a todas las frecuencias de las tablas originales. En cambio, el test X^2 se ha utilizado

TABLA 1

Tipos de caja	1987					1988					1989					Total	
	Inv.	M	A	M	J	Inv.	M	A	M	J	Inv.	M	A	M	J	Inv.	Pr
I	5	0	0	0	2	2	1	0	3	0	10	—	—	—	—	17	6
II	2	0	0	0	0	1	1	1	2	0	5	—	—	—	—	8	4
III	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	—	—	—	—	4	0
IV	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—	—	—	—	1	0
Total	9	0	0	0	2	3	2	1	5	0	18	—	—	—	—	30	10
V	3	0	0	0	0	3	2	1	0	0	3	0	0	0	0	9	3

Tabla 1.— Número de cajas-nido ocupadas mensual y anualmente desde 1987 a 1989. Los meses van de marzo (M) hasta junio (J), incluyendo la época de invierno; los tipos de caja según la altura de ubicación son los que se explican en el texto (I: 140 cm., II: 100 cm., III: 60 cm., IV: 20 cm. y V: 30-80 cm.).

sólo cuando todos los valores de frecuencias esperadas de cada tabla de contingencia eran iguales o superiores a 5. Tanto el resultado del análisis entre los meses de primavera de 1987 y 1988 ($\underline{G} = -1.910$, 21 grados de libertad, $\underline{P} > 0.05$) como el de las visitas de invierno ($\underline{G} = 1.652$, 6 g.l., $\underline{P} > 0.05$) nos obligan a aceptar la homogeneidad muestral y, evidentemente, a reconocer que la elección de los nidales por *R. rattus* no varía según la época del año. Comprobada la homogeneidad en la época primaveral, mediante la suma de los datos de los dos años se demuestra la independencia en la ocupación interanual de las cajas ($\underline{G} = 2.278$, 3 g.l., $\underline{P} > 0.05$). Sin embargo, se desprenden resultados contrarios al comparar los datos reunidos de los meses primaverales de cada año ($\underline{G} = 30.182$, 3 g.l., $\underline{P} < 0.05$), deduciéndose que la ocupación de los nidales es significativamente diferente entre 1987 y 1988. Esto indicaría la instalación progresiva de *R. rattus* en las cajas desde el primer al segundo año, y con preferencias a los nidales más altos. En efecto, las cajas más elevadas parecen ser las preferidas, pues se presenta un porcentaje alto de ocupación en las del tipo I (43.59% para el invierno y 46.15% para primavera) y en menor proporción en las del tipo II (20.51% para invierno y el 30.77% para primavera). Este hecho podría estar relacionado con el inicio de la época de reproducción de *R. rattus* en los naranjales, a fin de dar mayor protección a las crías. Por otra parte, si agrupamos los nidales por su altura del modo I+II y III+IV no hay diferencias significativas entre 1987 y 1988 tanto si es invierno ($\underline{G} = 0.226$, 2 g.l., $\underline{P} > 0.05$), primavera ($\underline{G} = 0.642$, 1 g.l., $\underline{P} > 0.05$) como si reunimos los datos de invierno y primavera ($\underline{G} = 1.644$, 1 g.l., $\underline{P} > 0.05$). Esta independencia entre la altura a la que se sitúan las cajas tipos I y II donde se instala *R. rattus* y los años investigados se manifiesta también durante el invierno ($\underline{G} = 0.050$, 2 g.l., $\underline{P} > 0.05$), la primavera ($\underline{G} = 0.456$, 1 g.l., $\underline{P} > 0.05$) y el conjunto de los datos de invierno más primavera ($\underline{G} = 0.920$, 1 g.l., $\underline{P} > 0.05$).

Estudiando más particularmente las visitas a los nidales de invierno, desde el año 1987 a 1989, se demuestra la homogeneidad interanual ($\underline{G} = 1.652$, 6 g.l., $\underline{P} > 0.05$) pero no adicionando los datos de los tres años ($\underline{X}^2 = 19.333$, 3 g.l., $\underline{P} < 0.05$). Estas últimas se comprenden más aún si agrupamos las cajas I+II y III+IV comparando los tres años no se presentan diferencias significativas ($\underline{G} = 0.334$, 2 g.l., $\underline{P} > 0.05$), pero sí considerando la totalidad de los datos ($\underline{X}^2 = 13.333$, 1 g.l., $\underline{P} < 0.005$) pues los porcentajes de los dos grupos de cajas situadas a mayor altura son siempre más elevados que los de las cajas localizadas a menor altura.

El tratamiento comparativo teniendo en cuenta las cajas tipo V ocupadas por *R. rattus* durante el invierno y la primavera desde 1987 a 1989 da como resultado la ausencia de diferencias significativas ($\underline{G} = 2.598$, 2 g.l., $\underline{P} > 0.05$). En otras palabras, el roedor se instala sin preferencias aparentes, tanto en invierno como en primavera, a lo largo de los tres años en la única caja que se le ofrece. El análisis global de los datos de dichos años, cotejando invierno y primavera de el mismo resultado significativo de homogeneidad ($\underline{X}^2 = 3.00$, 1 g.l., $\underline{P} > 0.05$).

TABLA 2

Tipos de huerto	AD	AO	CO
C	11	11	29
B	9	6	10
H	9	5	8
E	12	2	2
G1	7	1	3
Total	48	25	52

Tabla 2.—Tipos de huerto clasificados según la cobertura vegetal y número de árboles disponibles (AD), árboles ocupados (AO) y cajas-nido ocupadas en estos últimos (CO).

Preferencias según el tipo de huerto

A fin de averiguar las tendencias de ocupación por *R. rattus* según el tipo de huerto se tuvieron en cuenta las cinco categorías de cobertura vegetal. En la Tabla 2 se exponen los árboles disponibles (AD), los árboles ocupados (AO) y las cajas-nido ocupadas en estos últimos (CO). Se han empleado los tests \underline{G} y \underline{X}^2 igual que en el apartado anterior (SOKAL y ROHLF, 1979), comprobándose la heterogeneidad muestral y la dependencia de las tres variables estudiadas ($\underline{G} = 18.404$, 8 g.l., $\underline{P} < 0.05$). Sin embargo, analizando por una parte los huertos de buena cobertura (C, B, H) y por otra los de baja cobertura (E, G1) no aparecen diferencias significativas en ambos casos ($\underline{X}^2 = 4.244$, 4 g.l., $\underline{P} > 0.05$; y, $\underline{G} = 0.848$, 2 g.l., $\underline{P} > 0.05$). Mientras, si cotejamos los huertos de buena cobertura (C+B+H) con los de baja (E+G1), se deducen resultados opuestos ($\underline{X}^2 = 14.938$, 2 g.l., $\underline{P} < 0.05$). El posterior análisis del test comparando los huertos tipo C y E con el resto de los mismos revela que estos dos tipos de huerto son los que marcan las dependencias entre los tres parámetros investigados ($\underline{X}^2 = 11.286$, 2 g.l., $\underline{P} < 0.05$; y, $\underline{G} = 9.876$, 2 g.l., $\underline{P} < 0.05$). Ello es evidente si observamos que el 100% de los árboles disponibles con alta cobertura (C) han sido invadidos, además de que el 55.77% de los nidales con presencia de *R. rattus* se dan en dichos huertos. Al contrario, en los huertos tipo E, pese a estar disponibles en número elevado, las cifras de ocupación de los naranjos y las cajas son muy bajas.

De otro lado, se ha valorado la asociación entre las variables AD y AO procediendo igual que en las líneas precedentes y no se ha observado ninguna significación en los tres casos posibles ($\underline{G} = 6.406$, 4 g.l., $\underline{P} > 0.05$; $\underline{X}^2 = 0.797$, 2 g.l., $\underline{P} > 0.05$; y, $\underline{G} = -0.001$, 1 g.l., $\underline{P} > 0.05$), excepto cuando se agrupan los huertos de buena cobertura frente a los de baja co-

bertura ($\chi^2 = 5.940$, 1 g.l., $P < 0.05$). Esto es, la proporción entre el número de naranjos disponibles y el de naranjos con cajas ocupadas es la misma para las cinco clases de huerto consideradas.

Asimismo, se han cotejado las variables AD y CO, obteniéndose diferencias significativas en la muestra total ($\chi^2 = 16.821$, 4 g.l., $P < 0.05$) pero no en los análisis entre los huertos con buena cobertura ($\chi^2 = 4.183$, 2 g.l., $P > 0.05$) ni entre los de baja cobertura ($\chi^2 = 0.874$, 1 g.l., $P > 0.05$). En cambio, si cotejamos los huertos de buena cobertura (C+B+H) con los de baja (E+G1) y se deducen resultados opuestos ($\chi^2 = 12.289$, 1 g.l., $P < 0.05$). El enfrentamiento entre los huertos tipo C y E con los demás, nos vuelve a señalar la significación de los resultados ($\chi^2 = 11.783$, 1 g.l., $P < 0.05$; y, $\chi^2 = 9.277$, 1 g.l., $P < 0.05$). En los huertos C sólo el 22.92% de los árboles estaban disponibles, si bien se hallaron más de la mitad de los nidos habitados (55.77%). En contraposición, la diferenciación de los huertos E se explica porque, a pesar de haber gran cantidad de naranjos disponibles (25.00%), se localizó una cifra muy baja de cajas habitadas (3.85%).

Por último, se han comparado los parámetros AO y CO, dándose los resultados de ausencia de dependencia entre el número de árboles ocupados y el número de cajas ocupadas en todos los casos analizados ($G = 1.542$, 4 g.l., $P > 0.05$; $G = 0.912$, 2 g.l., $P > 0.05$; y, $G = 0.420$, 1 g.l., $P > 0.05$). Tampoco, al cotejar la agrupación de huertos C+B+H con la E+G1 se obtienen valores significativos. En líneas generales, esto indicaría que el número de cajas habitadas en relación al número de árboles invadidos es semejante en todos los huertos.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las preferencias por las que *R. rattus* construye sus nidos aéreos a elevada distancia del suelo ya han sido señaladas por FAUS (1980) y FAUS y VERICAD (1981). Nuestros resultados confirman esta tendencia, no manifestándose diferencias significativas a nivel mensual entre los años 1987 y 1988, y observándose que el roedor ocupa mayoritariamente las cajas-nido localizadas a más de un metro de altura (83.33%). Sin embargo, sí existe una dependencia significativa para los datos totales de Primavera. Las cajas situadas a menos de esa distancia no fueron desechadas, habitándose en menor cantidad (16.67%). Esto coincide con lo expuesto por BARBA y GIL-DELGADO (1990) para cajas ubicadas entre 20-81 cm., donde el tercer año son invadidas por *R. rattus* en un 34.55%. En otras palabras, la elección del roedor por los nidos según la altura de ubicación no cambia en cada época del año, a excepción de la primavera. También aparecen diferencias significativas en la ocupación mensual primaveral de las cajas desde 1987 a 1988, lo que daría a entender un progresivo aprovechamiento de los nidos de un año a otro. Las cajas altas (I y II) están más ocupadas tanto en invierno (43.59% y 20.51%) como en primavera (46.15% y 30.77%). Este resultado se puede explicar por la necesidad de *R. rattus* de

obtener más refugios —en este caso artificiales— apropiados para la reproducción que quizá comenzaría en el mes de febrero (ZAMORANO *et al.*, 1987), así como para la protección homeotérmica de las crías (MAXWELL y MORTON, 1975). Un hecho semejante se ha verificado en los ratones *Peromyscus leucopus* y *Ochrotomys nuttalli* (ROSE y WALKE, 1988) con cajas metálicas cuya ocupación varía estacionalmente, llevándose a cabo a fin de evitar las inundaciones naturales.

En cuanto a las cajas solitarias, tampoco hay diferencias significativas en la ocupación por *R. rattus* en las estaciones de invierno y primavera de 1987 y 1988. Mientras, sí se comprobó un aumento de la invasión desde el primer al segundo año, confirmándose algunas conclusiones del párrafo anterior. Los resultados de invierno desde 1987 a 1989 son idénticos a los anteriores, pero si se agrupan las cajas I+II y III+IV sí se demuestra significativamente la tendencia a instalarse en los refugios más altos.

Asimismo, las preferencias por huertos de alta cobertura concuerda con lo manifestado por FAUS (1980), cuyos árboles están totalmente desarrollados y cuya altura varía de 3 a 5 metros. En nuestro caso, se presenta una relación significativa entre las variables AD, AO y CO. Estos resultados no son válidos cuando el análisis de bondad entre atributos se efectúa separadamente considerando los huertos con buena y con mala cobertura. No obstante, si enfrentamos ambos tipos de huerto sí aparecen dichas diferencias entre las variables antes mencionadas, que en última instancia se demuestran centradas en huertos C y E. Los resultados de los análisis entre AD y AO no son significativos, es decir, el número de árboles disponibles y el número de árboles ocupados no difiere entre los cinco tipos de huerto excepto cuando se comparan los de buena cobertura frente a los de baja cobertura. En cambio, entre AD y CO sí existe asociación considerando la muestra total, marcada por los huertos tipo C y E, pero no agrupando por separado los huertos de buena y mala cobertura. Finalmente, los mismos resultados de independencia entre atributos se obtienen entre AO y CO, deduciéndose una semejante ocupación de las cajas respecto al número de árboles invadidos de cada tipo.

La tendencia de *R. rattus* a ocupar primero las cajas situadas en las partes altas de los naranjos respondería parcialmente a una huida en altura frente a predadores importantes como la culebra bastarda, *Malpolon monspessulanus* L., y la comadreja, *Mustela nivalis* L. (FAUS, 1979, 1980). Este mismo fenómeno ha sido observado por GIL-DELGADO y BARBA (1987) en aves del naranjal, ya que en nidos construidos próximos al suelo la predación es mayor (NILSSON, 1984). También, otros motivos como las inundaciones —por riego en el caso de los naranjales— explican esta estrategia de huida en altura, al igual que PACKARD y GARNER (1964) han comprobado con el roedor *O. nuttalli* y PALACIOS (1974) con el lirón careto (*Eliomys quercinus* L.). El laboreo de los labradores que comprende la poda de los árboles, las fumigaciones y la recolección de las naranjas, son también razones por las que *R. rattus* necesitaría tener a su alcance gran variedad de escondrijos.

El aprovechamiento de las cajas por *R. rattus* se entiende para conseguir refugios ya construidos y de fácil accesibilidad. De este modo, el roedor evita el esfuerzo que supone la elaboración de los nidos aéreos (FAUS y VERICAD, 1981) y conseguiría en beneficio propio mejores temperaturas dentro del microclima existente en los naranjales (KALMA y STANHILL, 1972). Por otra parte, el uso de agujeros en los troncos de los naranjos según BARBA y GIL-DELGADO (obs. pers.) se destinaría a dormitorios, aunque es más apropiado pensar que *R. rattus* se sirve de ellos como lugar de refugio ocasional durante breves espacios de tiempo. Con la salvedad de que no se tiene información total sobre la nidificación natural de *R. rattus* en el área de estudio, cabría preguntarse ¿qué sentido real tiene la ocupación de las cajas por el roedor en zonas de nidificación aérea? ¿qué papel desempeñarían efectivamente las madrigueras y los agujeros de los troncos de los naranjos frente a los nidos aéreos? Estas y otras cuestiones se plantean para dilucidar cuál es la función en diferentes épocas de los refugios alternativos como las madrigueras, los agujeros de los árboles y las cajas para aves insectívoras frente a los propios nidos aéreos que construye el roedor en los naranjales.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la provisión de las cajas-nido a CODENA (Diputación Provincial de Valencia), y la provisión de los planos y las sugerencias para la instalación de los nidales a la Cámara Agraria de Catarroja (Valencia). A E. Barba se agradece la colaboración en la instalación y la revisión de las cajas durante el período de estudio, así como las críticas aportadas al presente trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- BARBA, E.; GIL-DELGADO, J. A., 1990. Competition for net-boxes among four vertebrate species: an experimental study in orange groves. *Holarctic Ecol.*, 13: 183-186.
- y LÓPEZ, J. A., 1990. Altura de nidificación del carbonero común, *Parus major* en el naranjal: preferencias, limitaciones del medio y relaciones interespecíficas. *Doñana, Acta Vert.*, 17 (1): 49-55.
- FAUS, F. V., 1980. *Sobre nidos aéreos de rata negra (Rattus rattus frugivorus Rafinesque, 1814) en el naranjal saguntino (Valencia)*. Tesis de Licenciatura, Universidad de Valencia. 150 pp.
- 1980. Estudio sobre los nidos aéreos de rata negra, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), en los naranjales de la Comarca de Sagunto (Valencia). *Servicio de Publicaciones de la Caja de Ahorros y Socorros de Sagunto (Valencia)*, Sagunto. 89 pp.
- 1990. Vegetal supports for the aerial nesting of Black rat (*Rattus rattus*) in the East of Spain. *Mammalia*, 54 (1): 147-152.
- FAUS, F. V.; VERICAD, J. R., 1981: Sobre nidos aéreos de rata negra, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) en el naranjal saguntino (Valencia). *Mediterránea*, 5: 67-96.
- y — 1987. Nuevos datos sobre la nidificación aérea de *Rattus rattus* en el naranjal valenciano. *VIII Reunión Bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Pamplona)*. *Resúmenes de las Comunicaciones*: 66.
- GIL-DELGADO, J. A., 1979. La ornitocenosis de los naranjales, Sagunto (Valencia). Tesis Doctoral, Universidad de Valencia (inédita).
- 1983. Breeding bird community in orange groves. *Proc. VII Int. Con. Bird census IBCC V Meeting EOAC*: 100-106.
- y BARBA, E., 1987: Aves nidificantes en huecos de los naranjos. *Mediterránea Ser. Biol.*, 9: 29-40.
- PARDO, R.; BELLOT, J.; LUCAS, I., 1979. Avifauna del naranjal valenciano. II. El Gorrión Común (*Passer domesticus* L.). *Mediterránea*. 3: 69-99.
- KALMA, J. D.; STANHILL, G., 1972. The climate of an orange orchard: physical characteristics and microclimate relationships. *Agric. Meteorol.*, 10: (3): 185-201.
- MAXWELL, C. S.; MORTON, M. L., 1975. Comparative thermoregulatory capabilities of neonatal ground squirrels. *J. Mammal*, 56 (4): 821-828.
- NILSSON, S. G., 1984. The evolution of nest-site selection among hole-nesting birds: the importance of nest predation and competition. *Ornis Scand.*, 15: 167-175.
- PACKARD, R. L.; GARNER, H., 1964. Arboreal nests of the golden mouse in eastern Texas. *J. Mammal.*, 45 (3): 369-374.
- PALACIOS, F., 1974. Contribución al estudio de la biología y ecología del lirón careto, *Eliomys quercinus* Linnaeus 1766, en Iberia Central. Parte I: crecimiento, reproducción y nidificación. *Doñana, Acta Vert.*, 1 (2): 171-213.
- SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J., 1979. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Ed. H. Blume, Barcelona, 832 pp.
- ZAMORANO, E.; VARGAS, J. M.; PALOMO, L. J., 1987. Estrategias de la reproducción de *Rattus rattus* Linnaeus, 1758 en el Sur de la Península Ibérica. En: *Mamíferos y Helmintos. Volumen homenaje al Prof. Dr. Herman Kahmann en su 81 aniversario*. Ed. Andrés, Barcelona: 99-110.

**LOS BOSQUES PROTECTORES DE *PINUS HALEPENSIS*
EN LA PROVINCIA DE ALICANTE.
CARACTERÍSTICAS DE UN PROCESO DE REVEGETACIÓN.**

por

ANTONIO PASTOR-LÓPEZ* Y JOAQUÍN MARTÍN-MARTÍN*

RESUMEN

La repoblación forestal con *Pinus halepensis* en la provincia de Alicante se analiza como método casi exclusivo de regeneración de la cubierta vegetal durante el período 1945-1985, sobre la base de un estudio de 120 estaciones de muestreo y de la documentación disponible en la Unidad Forestal Provincial.

Se describe el proceso en base a sus objetivos y metodología para conseguirlos. Se abordan los aspectos que definen la realidad de la repoblación, respondiendo a las preguntas ¿Cómo? ¿Cuándo? y ¿Dónde? se repuebla. Se describe la información disponible así como la necesaria a fin de facilitar su investigación y gestión.

Destaca la naturaleza protectora de estas masas y como consecuencia la escasez de información sobre las mismas. Aspectos relativos a la evolución temporal del proceso, la naturaleza de la roca madre, métodos de preparación del terreno y densidad de plantación son detallados, evidenciándose la necesidad de un sistema de información geográfica como herramienta básica para sistematizar y analizar la información de lo que debe considerarse como el mayor experimento ecológico en extensión a que se han sometido los ecosistemas afectados. Se discuten las necesidades y limitaciones a la hora de gestionar esta realidad, a fin de obtener el máximo beneficio de este proceso de repoblación.

PALABRAS CLAVE: *Pinus halepensis*, Repoblación forestal, Revegetación, Alicante, Cuenca mediterránea.

SUMMARY

Afforestation with *Pinus halepensis* in Alicante province was analyzed, as the only method for vegetation cover restoration, during the period 1945- 1985, on the basis of 120 stands studied and the files available in the Unidad Forestal of the province.

* Dep.Ecología. Facultad de Ciencias.Universidad de Alicante.

The process is described in relation to its objectives and their implementation. The answers to the questions How, Where and When is the afforestation done? define the process. The information available and that needed to allow research as well as management of these ecosystems is defined.

There was a clear lack of information due to the protective nature of most of these stands. Detailed descriptions on evolution in time of the process, bedrock of the areas, site preparation and density of plantation are given. The need for applying GIS techniques is emphasized to analyze and structure the information of what can be considered the largest ecological experiment -in area- that these ecosystems have suffered. The needs and limitations for managing this reality is discussed in order to obtain the maximum benefit of this afforestation process.

KEYWORDS: *Pinus halepensis*, Afforestation, Restoration, Alicante, Mediterranean Basin.

INTRODUCCIÓN

Los procesos de repoblación forestal han sido una de las actividades centrales que los servicios forestales han desarrollado en la provincia de Alicante y en buena parte del Levante español durante los últimos cincuenta años. El término repoblación forestal, usado coloquialmente, representa para la mayoría de la población una actividad de plantación, generalmente de especies arbóreas, con la finalidad de mejorar la calidad estética de un determinado paisaje así como de proteger el suelo contra la erosión a medio y largo plazo. Este proceso es percibido ampliamente como una acción que mejora la realidad vegetal de una determinada zona y por extensión la de los organismos dependientes de ella, aunque esto no resulta siempre evidente cuando se analizan dichas actuaciones de una forma más detallada y sistémica.

El objetivo de este artículo es analizar los procesos de repoblación forestal en la provincia de Alicante, definiendo las razones que los motivan, los mecanismos de su puesta en práctica y los resultados preliminares obtenidos.

La razón que justifica este análisis ha sido la modificación antrópica que para multitud de ecosistemas representa este proceso. Claramente, es la única vía de revegetación artificial utilizada de forma extensiva por lo que afecta a importantes superficies.

Para definirlo es necesario conocer por qué, cómo, dónde y cuándo se ha realizado el proceso objeto de análisis, la creación de bosques protectores.

Entendiendo por ello, un tipo de revegetación que emplea especies arbóreas introducidas como plántulas a densidades definidas y con métodos de preparación del terreno que se modifican en función de las características topográficas del sustrato y de la infraestructura disponible con que se realizan.

Entendemos “bosque” en el sentido indicado por SPURR & BARNES (1980) como “una de las formas de vida básicas a nivel fisionómico en que las comunida-

des biológicas pueden clasificarse, caracterizada por el predominio de vegetación leñosa sustancialmente más alta que el hombre”. De igual modo entendemos protectores desde el punto de vista selvícola (GARCÍA SALMERÓN, 1991), como aquellas formaciones que no tienen como objeto primordial la producción de madera o de materias para su explotación posterior en un ciclo temporal definido. Por el contrario, su función primordial suele ser la de proteger el suelo frente a procesos erosivos, la constitución de zonas de uso recreacional o la generación de ambientes que puedan ser colonizados por comunidades animales como vías de incrementar la superficie disponible para sus poblaciones y con una perspectiva conservacionista. Completamente fuera de sus objetivos pero entre sus efectos sociales está la creación de puestos de trabajo en el sector primario.

Estos tres objetivos reflejan en orden de importancia las causas que han motivado la repoblación en la provincia de Alicante. Sin lugar a dudas, la primera de ellas ha centrado la atención y ha justificado el diseño y realización de toda la actividad repobladora en la provincia (Muñoz J., 1986).

Desde una perspectiva administrativa, y habiendo definido el problema de proteger el suelo frente a la erosión como primordial, la solución dada debía de probar ser la más eficiente. La necesidad de cumplir esta condición se acrecienta al considerar que el producto interior bruto del sector forestal en la Comunidad Valenciana no alcanza más que el 0.4% de la actividad agrícola y ocupa el 40% del territorio.

El empleo de pino carrasco (*Pinus halepensis*) está justificado por su gran capacidad de desarrollo en condiciones de suelos esqueléticos y condiciones climáticas mediterráneas de elevado stress hídrico. No obstante, la variedad de ambientes y comunidades vegetales sobre las que se ha actuado genera cuestiones en lo referente a su idoneidad en todas ellas.

Es evidente que su empleo se apoya en características tales como la facilidad de su reproducción, su presencia como especie pionera en zonas próximas a las áreas de introducción, su resistencia en lo que a manejo de preplantación se refiere, y su considerable incremento en cobertura en las fases iniciales de su desarrollo (BAEZA M.J. et al. 1991). Todos estas características que justifican su empleo para cualquier técnico forestal no se han comprobado experimentalmente.

De igual modo tampoco se han realizado estas comprobaciones para otras especies alternativas. Esta tarea no es sencilla ni carente de costo y es normalmente la razón que se alude para explicar por qué se carece de dicha información. Sin embargo, es sorprendente que simultáneamente a los procesos de repoblación no se hayan establecido parcelas de control de la vegetación existente inicialmente o de otras especies dominantes en la flora local, a fin de disponer de evidencias “in situ” y sin dedicación de recursos.

Desde un punto de vista estrictamente ecológico, estas actuaciones pueden tener distintas consecuencias según las características bióticas y abióticas de las zonas a restaurar. Las limitaciones económicas condicionan frecuentemente la posibilidad de analizar los sistemas preexistentes, pero es necesaria la definición de la estructura, de los regímenes de perturbación y resiliencia de los sistemas sobre los que se interviene, para una gestión fundamentada en el conocimiento de los procesos que tienen lugar. Como señalan SPURR & BARNES (1980) es necesario tener más información del sistema cuanto mayor es la intervención que se quiere hacer sobre él.

El establecimiento de parcelas control adecuadamente caracterizadas y con un sistema estandarizado de recopilación de la información en bases de datos incorporables a un sistema de información geográfica es imprescindible.

La definición de posibles estrategias de revegetación que cumpliendo los requerimientos de protección del suelo permitan el mantenimiento de los ecosistemas existentes así como de su reconstitución es tarea del ecólogo. No obstante, la definición de las limitaciones impuestas por los recursos a emplear para que la acción revegetadora sea factible es una labor a definir por el forestal.

El interés de mantener los procesos de revegetación en su línea actual o su modificación debe ser el resultado de una estrecha colaboración que examine las diferentes alternativas y defina procedimientos tanto de realización como de evaluación de futuras actuaciones.

Este trabajo aporta información sobre la realidad del proceso de revegetación realizado hasta mediados de la década de los 80. Aunque sería nuestro deseo que dicha descripción resaltara todos los mecanismos que diferencian esta actividad de la acción estrictamente natural, la limitación de los datos disponibles en los servicios forestales condiciona nuestros resultados. Por otra parte, la dificultad de disponer de una cartografía detallada de la localización y evolución del proceso impide en este momento que muchas de las cuantificaciones se puedan realizar sobre el conocimiento areal. La aplicación de nuevas tecnologías como los sistemas de información geográfica, con gran plasticidad y potencialidad en el análisis espacial, representan una herramienta que no debe dejarse de incorporar en este proceso. Si las limitaciones provocadas por la carencia de bases cartográficas adecuadas han favorecido la no recolección de gran cantidad de información sobre la historia de este proceso hasta el momento, esto no debe seguir ocurriendo. Sin duda alguna, el proceso de repoblación forestal puede convertirse en el mayor experimento ecológico que se ha llevado a cabo en la historia reciente de los ecosistemas de nuestra zona.

Su potencialidad está por explotar pero indudablemente no se debe de perder esa oportunidad.

ZONA DE ESTUDIO

El área considerada está comprendida entre las coordenadas 38-39º latitud norte y 0-1º longitud oeste, dentro de la provincia de Alicante, más concretamente circunscrita a los montes de propiedad estatal, de utilidad pública y consorciados. Estas zonas representan menos del 50% de las zonas con vegetación natural en el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de la provincia (MAPA, 1986). No obstante, como prácticamente la repoblación privada es nula, estos montes reflejan la totalidad de la superficie repoblada en la provincia, por lo que su representatividad es completa en lo que al proceso se refiere.

Dada la distribución de pino carrasco en la provincia y las regiones que se pueden definir al analizar las formaciones naturales de esta especie en el país (NICOLÁS & GANDULLO, 1972), Alicante presenta una variabilidad de ambientes que asegura un gradiente completo de las variaciones del clima mediterráneo (PASTOR, 1992). Todos los subambientes descritos en el mapa geocientífico de la provincia (A.M.A., 1987), presentan extensiones de repoblación forestal. La variabilidad comentada se refleja también desde el punto de vista de la productividad potencial para los ecosistemas de la zona, así GANDULLO & MUÑOZ (1987) establecen la existencia de 8 de los 9 niveles de producción que definen.

MÉTODOS

La información presentada se elabora a partir del balance de actividades sobre los montes gestionados por la Unidad Forestal (antigua dirección provincial del ICONA) y de un muestreo de 120 estaciones (Fig. nº 1), definidas dentro de dichos montes que se realizó entre 1985 y 1986.

El archivo de actividades consiste en una recopilación en fichas por montes, según el catálogo de la provincia, que refleja cualquier actividad desempeñada, indicándose el año y la superficie afectada. Este archivo permite definir cuánto se repobló y en qué año, o cuánta superficie fue podada en dicho monte.

La existencia de cartografía de escala adecuada (E 1:10.000 o mayor) no parece haber estado disponible en la mayoría de los casos, lo que ha reducido los registros de muchas actuaciones a la memoria y anotaciones de los agentes forestales. Esta circunstancia nos condujo a la necesaria realización de un muestreo que fuera representativo de la diversidad presente en los diferentes montes. Debido a que nuestro objetivo se centraba principalmente en la explicación de la productividad, el criterio seguido para la selección de las parcelas dentro de cada monte catalogado fue muestrear las zonas que mejor y que peor desarrollos presentaban. En algunos casos, donde la superficie era considerable, se elegían además otras parcelas que fueran representativas de las condiciones medias o de las más frecuentes para dicho enclave.

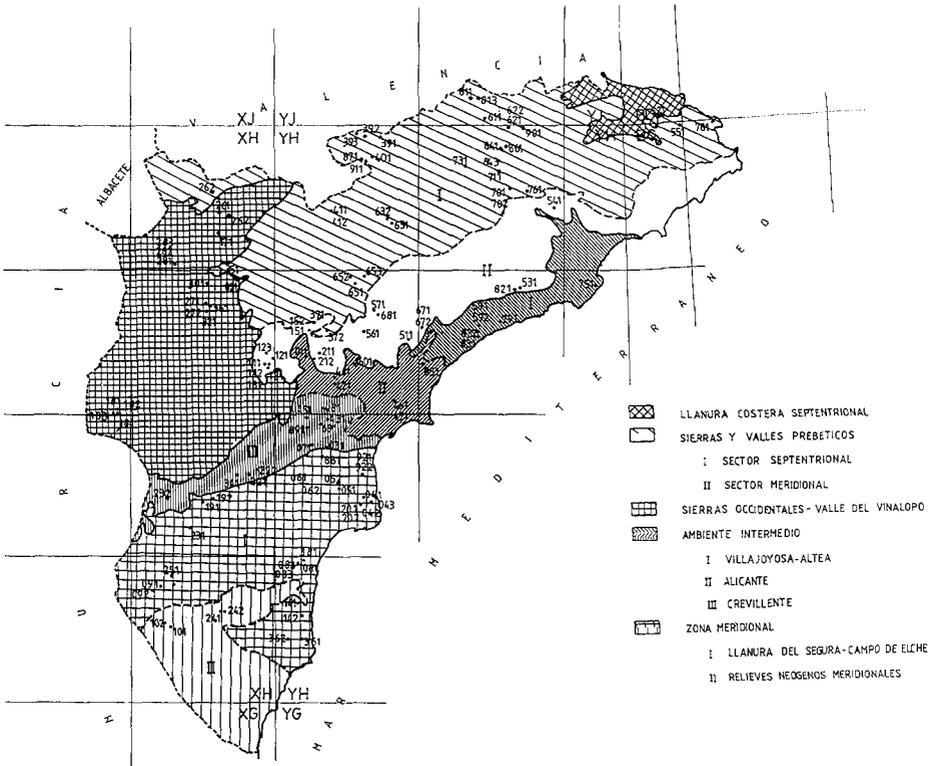


Fig. nº 1.—Localización de las repoblaciones muestreadas en la provincia de Alicante.

En cada una de las estaciones se recopilaron variables ambientales que caracterizan el enclave desde una perspectiva fisiográfica, litológica, edáfica y climática; variables culturales que reflejan los procedimientos seguidos para la realización de las plantaciones y variables bióticas que expresan las características del pino carrasco que se desarrolla en dichas condiciones.

Las variables consideradas en cada grupo así como el método de su obtención fue:

fisiográficas: (altitud) por lectura del mapa topográfico; (pendiente) determinada mediante un clinómetro; (orientación) se obtiene por asignación a uno de los 16 sectores definidos más las zonas llanas.

litológicas: se determinaron empleando los mapas geológicos del I.G.M.E. E1: 50000 serie 1972. La diversidad de tipos existentes se agrupó en 10 clases según sus similitudes geoquímicas y la trayectoria en cuanto a la formación de suelo. Las clases son: Calizas (CA); Calizas tableadas (CT); Calizas y Margas (CM); Dolomías (DO); Caliche (CL); Margas (MA); Margas con yesos (MY); Areniscas Calcáreas (AC); Detríticos sueltos (DS) y Arenas (AR).

edáficas: se han efectuado los análisis siguientes para caracterizar los suelos: textura, materiargánica, carbonatos, fósforo extractable total, nitrógeno total, pH en agua, pH en Cl₂Ca.

climáticas: se seleccionaron 33 estaciones meteorológicas, 23 termopluviométricas y 10 pluviométricas, de las cuales se obtuvieron series de 30 años para la caracterización de las diferentes parcelas de muestreo. La asignación a cada parcela de las variables de precipitación y temperatura se realizó por proximidad y por pertenecer al mismo intervalo en el mapa provincial de isoyetas e isotermas. Las variables empleadas para la presente caracterización se fundamentan en los registros a nivel mensual para los distintos observatorios.

Se siguió la clasificación definida por NAHAL (1981), que fue adoptada por SPECHT (1988) para la caracterización de todas las distintas zonas con climas mediterráneos del mundo.

TABLA 1

CONDICIÓN	P	T	M	m	Q	estación
AR-C	299	17.8	31.3	6.8	41.8	Guardamar
AR-T	294	17.5	34.0	4.2	33.7	Catral
SAR-C	302	18.2	30.6	7.7	45.0	Orihuela
SAR-FI	365	14.1	31.4	-0.5	40.2	Villena
SU-C	556	16.4	28.9	7.1	87.4	Callosa E.
SU-T	905	17.3	30.6	4.5	119.0	Pego

Tabla nº 1.—Descriptores climáticos que definen el rango de condiciones en la provincia de Alicante.

Condición: AR = árido; SAR = semiárido; SU = subhúmedo;

C = cálido; T = templado; FI = frío;

Variables: P = precipitación media anual (mm.); T = media mensual de las temperaturas medias; M = media mensual de las temperaturas medias; m = media mensual de las temperaturas mínimas.

Temperatura en ° Celsius; Q = Cociente pluviotérmico de Emberger.

Para la caracterización de las masas de pino carrasco se realizaron mediciones en parcelas de más de 200 m² y que contuvieran 30 pies como mínimo. Dada su homogeneidad en el marco y momento de plantación, la variabilidad individual se esperaba que fuera menor que en condiciones de regeneración natural y sin preparación del terreno (tal como indicaba BOUCHON (1975), la altura media reflejaba bien la características de la altura dominante y por ello podía emplearse en la asignación de los índices de calidad).

Las medidas relativas a la vegetación preexistente no se conocen dada la carencia de ficheros con esta información. La edad relativamente temprana de las repoblaciones asegura que la vegetación previa no ha desaparecido en muchos casos del sotobosque. Por este motivo y con el objeto de tener una visión general de las comunidades vegetales que iban a estar afectadas por el proceso de repobla-

ción, se realizó la caracterización respecto a coberturas de las especies dominantes en el sotobosque. Esta información indicaría superficialmente las condiciones en que se encontraba todo el sistema respecto a su complejidad estructural, hasta qué punto esta vegetación constituye un compartimento importante del sistema y si el sistema en sí todavía guarda una buena capacidad regenerativa a nivel del conjunto de la cubierta vegetal ante una perturbación que destruyera por completo toda la masa de *Pinus halepensis*. Se recopiló la información de las especies dominantes en el momento del muestreo dando un valor de cobertura visual que indicaba.

La información sobre los aspectos relativos a la implantación y mantenimiento de las masas fueron recopilados “in situ” por observación directa. En lo que se refiere a los métodos de plantación, los tres tipos son identificables incluso en las estaciones de mayor calidad y edad. Respecto a los tratamientos selvícolas post-establecimiento, tan sólo las podas podían identificarse. El número de veces se podía deducir por el aspecto de los tocones, aunque su datación requiere un análisis por sección. La caracterización de la supervivencia postplantación se puede comprobar en algunas zonas de más edad porque se conservan los hoyos vacíos que se realizaron para la implantación. Sin embargo, dada la “reposición de marras” en un período de 1 a 5 años después de la plantación original con nuevos plántones, hace que en ocasiones estos huecos representan una mortalidad posterior, motivada por plagas (ej. *Blastophagus sp.* (barrenadores) o por defoliadores *Thaumetopoea pithyocampa*).

A fin de poder determinar la calidad y respuesta de la especie, los árboles incluidos en la parcela eran medidos para su caracterización dasométrica. Las variables consideradas son: Perímetro del tronco en la base, Perímetro a 0.5 y a 1.3 m., siempre que fuera posible, Altura total de cada individuo, obtenida mediante el empleo de una pértiga y excepcionalmente en los ejemplares de mayor tamaño mediante el uso de un clinómetro, Densidad de la masa calculada a partir de la superficie y del número de árboles existentes en la parcela muestreada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para presentar las características cuantificadas de los descriptores abordamos este apartado con la información sobre cuándo, cómo y dónde se repobló, pretendiendo mostrar con claridad la evolución del proceso dada la información disponible.

Cuándo se repuebla. Balance de actividades 1940-1984.

La evolución anual tanto de la superficie repoblada como del número de actuaciones se muestra en la fig. nº 2. Destaca una estructura bimodal que presenta un máximo de 2.200 ha. de superficie repoblada en 1955 y un amplio período desde 1964 a 1984 sin una tendencia clara, donde la superficie anual repoblada oscila entre 500 y 1.000 ha. Desde 1940, la actividad es claramente creciente hasta llegar a 1955 y coincide con un período posterior a la guerra civil, donde la re-

blación forestal aparece como un forma de contratación de jornaleros (GROOME, H.J., 1990), dada la difícil situación económica y la dificultad de las labores de preparación del terreno por la carencia de maquinaria. Entre 1956 y 1963 se produce una considerable caída que con la excepción de 1957, en que se repueblan prácticamente 900 ha., para el resto del período los valores oscilan entre 100 y 300 ha/año. A partir del año 1978 se observa una disminución considerable de la superficie repoblada.

Con posterioridad a este año se produce un fenómeno de sustitución de la actividad repobladora por tratamientos selvícolas (podas, cortafuegos...).

Paradójicamente la tendencia es opuesta a la que señala GARCÍA SALMERÓN (1991) para el resto del Estado, donde el pino carrasco aparece como la primera especie empleada en repoblaciones en lo que a superficie se refiere durante el sexenio 1978-1983.

El número de actuaciones se solapa, mostrando que no hay una gran variación entre los tamaños de las diferentes zonas repobladas. Este nunca ha superado las 35 anuales, siendo normales de 10 a 20 actuaciones antes de 1955, y de 8 a 15 con posterioridad al 1965. La superficie de cada actuación, oscila entre 43 y 133 ha. y refleja una tendencia decreciente con el tiempo. A diferencia de otras provincias, la especie empleada ha sido casi con total exclusividad *Pinus halepensis*.

En lo referente a la propiedad de los terrenos sobre los que se actúa, es curioso observar que desde 1950 la superficie consorciada ha superado siempre, a

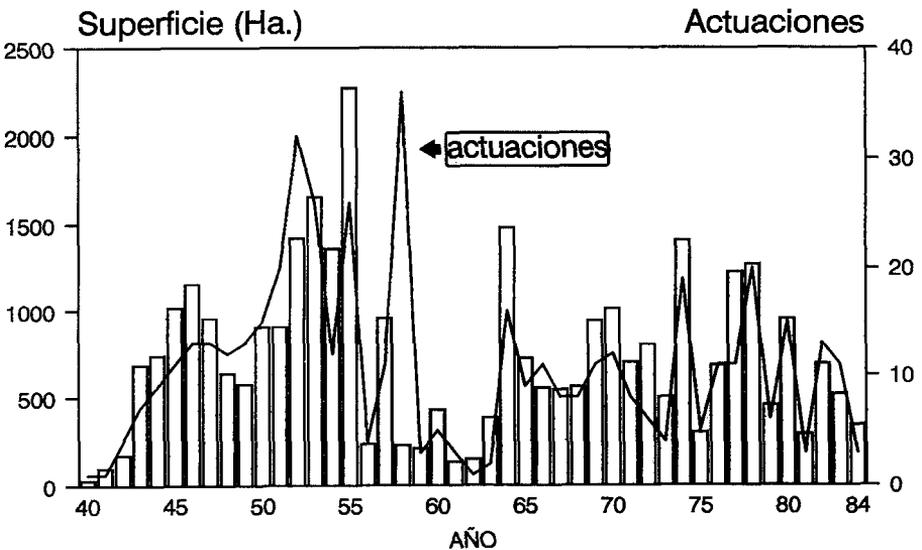


Fig. nº 2.—Superficie repoblada y número de actuaciones.

excepción de en 1977, a la estatal. Este es el único año en que la superficie estatal repoblada supera las 1000 ha. El máximo absoluto de repoblación se consigue claramente por la repoblación de 2.000 ha. consorciadas en 1955. Básicamente este hecho refleja la realidad respecto a la propiedad de los montes o de la superficie forestal en la provincia. Las implicaciones que dicha situación puede tener en un futuro sobre la gestión de dichas superficies es importante y requiere una mayor consideración, dada la naturaleza protectora de prácticamente la totalidad de las masas.

En base a la información del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de la provincia, la superficie forestal representa un 39.9% de ella, lo que equivale a 232.454 ha. Ese porcentaje lo constituyen 4 tipos de vegetación natural, aportando los pastos un 0.09%, el matorral arbolado un 5.7%, las formaciones arbóreas un 12.5% y el matorral no arbolado el 21.6%. La superficie repoblada en la provincia desde 1940 ha sido de 33.241 ha., lo que representa un 5.7%, siendo la extensión de pino carrasco repoblada preexistente de 41.583 ha.

La ausencia de una cartografía histórica de los incendios forestales hasta prácticamente 1972 hace que la elaboración de un balance preciso de la superficie existente de pino carrasco no sea una tarea fácil. La superficie quemada entre 1972 y 1991 en incendios de más de 100 hectáreas, alcanza las 62.074 ha. No es posible discernir, a partir de los registros existentes, qué porcentaje de esta superficie es de repoblaciones, no obstante es evidente que la superficie supera considerablemente la repoblada desde 1940. Los incendios han afectado en alguna ocasión al 48,6% de los términos municipales y en estos, la superficie quemada durante los 20 años considerados podría alcanzar un 55,8% de la vegetación natural.

Características de la muestra de repoblaciones.

En el histograma de edad de las 120 estaciones muestreadas (Fig. nº 3), se observa con bastante precisión que es bimodal y que refleja la evolución del proceso repoblador general. El valor medio de la edad de la muestra es de 21 años y el rango va de 3 a 42 años. La mayor frecuencia se encuentra a los 11 años. En general, parece estar más representado el período comprendido entre 1965 y 1984.

Otras informaciones que serían interesantes de conocer pero que los ficheros no las recopilan son:

- 1) La determinación precisa de las fechas de plantación. Esta información sirve para valorar los niveles de mortalidad post-plantación, y definir los regímenes de precipitación y temperatura más beneficiosos.

- 2) El seguimiento cronológico de las perturbaciones a las que se ven sometidas. En la provincia son de cuatro tipos principalmente: **Fuego** predominantemente en el sector norte, pudiendo extenderse hasta una línea imaginaria entre Alicante y Villena. **Defoliadores** como la procesionaria *Thaumetopoea pityocampa* que afecta a prácticamente todas las zonas repobladas, pero es en las zonas con mayo-

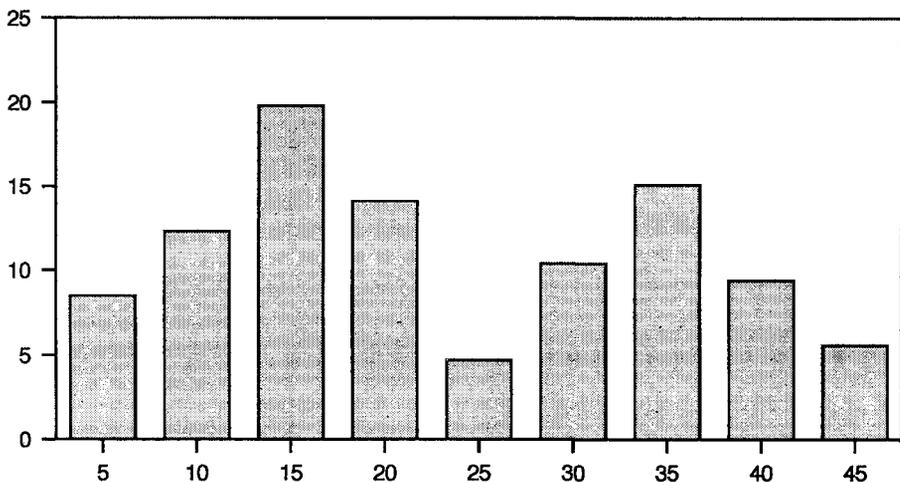


Fig. nº 3.—Edades de las repoblaciones. (Frecuencias relativas)

res stress hídrico donde su efecto negativo es más considerable. **Ataques fúngicos**; se han observado en zonas puntuales de la provincia clorosis agudas que provocaban la muerte de las acículas aunque no su desfronde. Como se comenta en PASTOR (1992), estos procesos en los que no está claramente definida todavía la causa, constituyen una importante modificación en el régimen de ciclado de materia orgánica. Aunque inicialmente y en un corto período de tiempo tras su aparición se produce un incremento momentáneo del desfronde, con posterioridad éste se ve reducido de forma considerable respecto de su valor potencial. En último lugar, y tal vez como causante de la perturbación anterior, la **Contaminación** parece estar conectada con la reducción en la productividad de las masas, vía pequeñas necrosis en las acículas.

3) Las características estructurales y florísticas de la vegetación remanente sobre la que se instaura la repoblación es importante de cara a la potencialidad de dicho monocultivo al pasar a ser un sistema de mayor diversidad y complejidad.

4) Otro aspecto que es parte fundamental de cuándo son las características de los plantones, cuántas savias tienen, es decir edad de los mismos.

La importancia que tiene conocer la cronología de los sucesos biológicamente significativos se incrementa por la proyección a medio o largo plazo que toda labor de reforestación conlleva. La recopilación de los efectos provocados por perturbaciones sufridas por una masa repoblada de pino carrasco define las condiciones en las que se produce su crecimiento y es por ello básico para la gestión de la masa.

Dónde se repuebla

Por lo general, el área de distribución de una especie refleja el marco de condiciones ecológicas en que ésta es capaz de mantener poblaciones que puedan perpetuarse, lo que requiere que todos los estadios de su ciclo vegetativo puedan completarse adecuadamente en el marco de las interacciones físicas y biológicas que definen su hábitat.

La repoblación forestal introduce nuevos individuos en zonas en las que teóricamente podían crecer, como un mecanismo de acelerar la colonización, incrementando artificialmente la presencia y densidad de plántones. Su existencia indica la viabilidad de la especie para crecer en dicha zona, aunque sólo la evidencia de que la especie se reproduce adecuadamente, sugiere que las condiciones coinciden ecológicamente con las típicas de su área de distribución natural.

En la provincia de Alicante, se introduce pino carrasco en dos tipos de ambientes: a) los que no presentan evidencias de haber mantenido una población natural de la especie en un período inferior a 50 años. Estos son frecuentes en la mayor parte de las zonas semiáridas y áridas de la provincia. b) los de las zonas en las que, dada la frecuencia de incendios, han perdido la cobertura de masas de pino carrasco y donde el sotobosque presentaba un buen desarrollo, pasando éste a constituir una vegetación con cobertura superior al 50% en la actualidad. Estas zonas se corresponden con la mayoría del sector subhúmedo, que se extiende predominantemente del Centro al Norte de la provincia.

Una aproximación de las condiciones macroclimáticas en que se encuentran las zonas repobladas nos indica que la zona con mayor superficie es la subhúmeda, seguida de la semiárida cálida y de la semiárida fría. Esta información superficial no revela una mayor idoneidad sino que, en una buena parte de los casos, hay una tendencia motivada exclusivamente por la disponibilidad de terrenos para repoblación. En cualquier caso, refleja la situación actual.

La caracterización fisiográfica de las repoblaciones da una idea de las condiciones microambientales en las que se encuentran. El rango de altitud oscila entre 10 y 1.120 metros; el 52% aparece por debajo de los 420 m. y un 25% de los casos superan los 700 m. Respecto a la pendiente, el 50% de las estaciones presentan una inclinación inferior a 7.6 grados aunque en situaciones excepcionales puede llegarse a los 35 grados. Los valores 2.5 y 12.5 grados representan los límites que dividirían la muestra en 3 grupos igualmente representados. La orientación de las parcelas se caracterizó en 16 sectores. Las parcelas llanas representan la mayor frecuencia con 13% de las estaciones, y las menos representadas son NEE, SOO y ONO. Con valores próximos al 10% se encuentran E, SE y NO, presentando el resto valores alrededor de un 4%. En general, si consideramos las zonas llanas incluidas en la categoría de solana, el 59.7% de las estaciones pertenecerían a este grupo siendo las umbrías un 40.3%

Un aspecto fundamental esta representado por el tipo de sustratos donde se repuebla (Tabla nº 2). La descripción indica que los sustratos desarrollados sobre rocas madres del tipo de caliches o costras calcáreas son los que dominan con un 20% aproximadamente. Los de menor frecuencia son las arenas y las rocas dolomíticas. Cuatro tipos de rocas: Calizas, Calizas y margas, Margas con yesos y Detritos sueltos, con frecuencias individuales de alrededor del 12%, representan otro bloque. Calizas tableadas, Margas y Areniscas calcáreas presentan valores individuales del 7 al 10%. La roca madre es importante en la definición de la calidad de la masa de pino carrasco según SCHILLER (1982).

La tabla nº 2 resalta en primer lugar una marcada diferencia entre las zonas climáticas en las que hay repoblaciones. La mayor frecuencia se encuentra en el semiárido con un 58% de los casos, siendo los valores para árido y subhúmedo idénticos con un 21% respectivamente. A nivel de los grupos de edad, la representación es mucho más homogénea con una representación del 33.9, 36.4, 29.7 por ciento, considerando los intervalos en orden de edad creciente.

Con el objeto de determinar si existían tendencias en la repoblación dentro de cada zona climática, se han calculado los porcentajes relativos de cada roca madre en función de los casos existentes para cada una de ellas. Se observa que existe una tendencia a que las repoblaciones en clima árido se concentren en menor número de tipos de roca madre, mientras que en semiárido y subhúmedo los valores son más homogéneos. A excepción del tipo Detritos sueltos, donde existen porcentajes próximos en las tres condiciones climáticas, no se observa una tendencia a repoblar determinados tipos de roca madre. En el árido, predominan Caliches y Areniscas calcáreas, con Margas y Detritos sueltos en una posición intermedia. En el semiárido, aunque la mayor frecuencia se encuentra en Margas con yesos, las Calizas, Calizas margosas, Caliches y Detritos sueltos, presentan valores prácticamente equivalentes. En el subhúmedo, Calizas margosas dominan pero Calizas, Calizas tableadas, Dolomías, Caliches y Detritos sueltos ocupan una posición intermedia.

Entre 1971 y 1985 se repobló predominantemente sobre Calizas margosas y Caliches. Sobre Caliches entre 1956 y 1970 y sobre Calizas y Detritos sueltos con anterioridad a 1956.

Tal como JENNY (1980) señala, las características de un suelo están definidas directamente por las condiciones climáticas, la naturaleza de la roca madre, la topografía, la actividad de organismos y el tiempo transcurrido desde que un determinado sustrato se encontraba expuesto a estos factores. A escala temporal humana estos procesos se pueden considerar poco frecuentes y muy localizados en el espacio. Son más frecuentes perturbaciones que modifican parcialmente las condiciones del sustrato existente como pueden ser fenómenos erosivos o actividades motivadas por el hombre.

TABLA 2

FRECUENCIAS RELATIVAS DE REPOBLACIÓN
POR TIPOS DE ROCA MADRE

ROCA MADRE	CLIMA			EDAD		
	AR	SAR	SUH	<15	15 a 29	<29
CALIZAS	0	9.3	3.4	3.4	3.4	5.9
	0	16.1	16.0	10.0	9.3	20.0
CALIZAS TABLEADAS	0.8	2.5	3.4	4.2	1.7	0.8
	4	4.4	16.0	12.5	4.6	2.9
CALIZAS Y MARGAS	0.8	9.3	4.2	7.6	5.1	1.7
	4	16.1	20.0	22.5	13.9	5.7
DOLOMIAS	0	1.7	2.5	1.7	0	2.5
	0	2.9	12.0	5	0	8.6
CALICHE	6.8	9.3	2.5	5.9	8.5	4.2
	32.0	16.1	12.0	17.5	23.3	14.3
MARGAS	3.4	5.1	0.8	3.4	3.4	2.5
	16.0	8.8	4	10.0	9.3	8.6
MARGAS Y YESOS	0.8	10.2	1.7	3.4	5.1	4.2
	4	17.6	8	10.0	13.9	14.3
ARENAS	0.8	0	0	0	0.8	0
	4	0	0	0	2.3	0
DETRITOS SUELTOS	3.4	7.6	2.5	3.4	4.2	5.9
	16.0	13.2	12.0	10.0	11.6	20.0
ARENISCA CALCÁREA	4.2	1.7	0	0	4.2	1.7
	20.0	2.9	0	0	11.6	5.7

Tabla nº 2.—Frecuencias relativas de repoblaciones en distintos tipos de roca madre según clases climáticas y de edad. Se representan las frecuencias relativas respecto al total de casos estudiados y respecto al total de casos en la clase de clima o edad considerada.

Las labores de preparación del terreno en repoblaciones constituyen una considerable perturbación del estado natural de dichos suelos o sustratos. Esta actividad puede o no afectar a la roca madre dependiendo normalmente del volumen de sustrato disponible en los horizontes superiores. En determinadas circunstancias donde aparecen costras calcáreas o calizas karstificadas con restos de terra rossa en las cavidades, la preparación aumenta la cantidad de suelo o la accesibilidad de las raíces al mismo. Las diferencias que la preparación del terreno genera no se han comparado con el suelo natural. Por otra parte, la acción de la repoblación puede modificar las características y no existe bibliografía que defina cuáles son los cambios que se producen.

La caracterización de las variables químicas del suelo consideradas se incluyen en otro artículo PASTOR-LÓPEZ & MARTÍN (1994), en el que se discute la influencia que este hecho puede tener en las mismas. SCHILLER (1982) recalca que la dureza de la roca es el factor que mayor influencia tiene en el desarrollo de pino carrasco en Israel, ya que esta propiedad afecta a la disponibilidad de agua y a la estructura química que adoptan determinados nutrientes como el nitrógeno. Concluye que las formaciones litológicas que contienen margas y cretas constituyen los mejores sitios para el pino carrasco y que por lo tanto deberían de ser los lugares prioritarios a repoblar. Aunque no se ha valorado todavía estadísticamente si tal relación se cumple en las masas de la provincia de Alicante, o si la roca madre requiere más atención en cuanto a su definición, los sustratos del tipo margas o “calizas y margas” representan cerca de un 25% de las condiciones observadas, no obstante aproximadamente un 32% de las rocas madres estudiadas (margas y yesos, detritos sueltos, areniscas calcáreas y arenas) no fueron consideradas en la investigación de SCHILLER (1982).

La caracterización textural de los suelos descritos presenta una concentración del conjunto de suelos en 3 tipos que contrastan con la variabilidad de rocas madres comentada. Los suelos con textura franco-limosa dominan representando algo más de un 50% de los casos. Las texturas franco-arenosa y franca alcanzan 21 y 19% de las estaciones respectivamente. Las restantes texturas están con representación individual inferior al 2% y son, por orden de importancia: franco-arenosa, franco-arcillosa, arenoso-franca, arenosa y arcillosa.

Otro aspecto de singular importancia son las características de la vegetación existente. Dada la variabilidad en edad y zona climática, las combinaciones de estos dos factores se emplean para su caracterización. En la tabla nº 3 se presentan los rangos de cobertura total arbustiva para las condiciones de edad y clima.

TABLA 3

EDAD	CLIMA		
	Árido	Semiárido	Subhúmedo
< 15	40/15/3	80/2/20	90/2/17
15 a 29	40/2/20	100/2/23	-/-/0
> 29	10/5/2	60/2/25	90/2/8

Tabla nº 3.—Coberturas porcentuales del sotobosque. La 1ª cifra corresponde a la cobertura total arbustiva y herbácea máxima, y la 2ª a la cobertura mínima. La tercera cifra representa el número de estaciones del grupo.

Las especies arbustivas que presentan una mayor cobertura en el área subhúmeda son *Ulex parviflorus*, *Quercus coccifera* y *Rosmarinus officinalis*, estas dos últimas son asimismo las más frecuentes en la zona semiárida junto con *Erica multiflora* y *Globularia alypum*. En la zona árida hay todo un grupo de especies de *Tymus*, *Teucrium*, *Fumana*, *Sideritis* etc., sin que ninguna de ellas llegue a ser dominante. El estrato herbáceo está dominado por *Brachypodium retussum* en los tres climas y en las zonas semiáridas; de forma puntual se presenta combinado con *Stipa tenacissima*. NICOLÁS & GANDULLO (1972) incluyen la provincia de Alicante en las zonas que denominan Levante y Sudeste. En ambas regiones *Rosmarinus officinalis*, *Quercus coccifera* y *Juniperus oxycedrus* son las tres especies que presentan un mayor índice regional de frecuencia. Estas especies son teóricamente características de lo que se define como masas naturales de pino carrasco.

Cómo se repuebla

Básicamente cualquier repoblación sigue cuatro etapas que la caracterizan: 1) Preparación del terreno, 2) Producción de plántones, 3) Plantación, y 4) Manejo postplantación. La información disponible sobre cada uno de estos aspectos es completamente variable en la realidad de la provincia de Alicante y del Estado. Fundamentalmente está relacionada con los recursos de interés económico de los distintos tipos de masas. A este respecto, parece evidente que se ha prestado una atención casi exclusiva al desarrollo de la especie implantada, careciéndose por lo general de información relativa a los efectos de los componentes físicos y biológicos implicados. Esta visión aproxima considerablemente las repoblaciones a labores agrícolas, lo que resulta muy peligroso sobre todo en zonas donde los objetivos son la creación de bosques protectores.

En estas circunstancias, la propiedad de autosuficiencia y autoperpetuación de los sistemas creados (que carece de sentido en la mayoría de sistemas agrícolas),

es esencial para establecer los aspectos que deben de preocupar a la hora de definir los criterios justificativos una acción repobladora. La transferencia de procedimientos desarrollados y experimentados para otro tipo de ecosistemas se ha demostrado muy negativa en distintas áreas de nuestro país. A pesar de la necesidad de desarrollar una selvicultura mediterránea, su puesta a punto es prácticamente un ejercicio literario, y la escasez en general de actividades de revegetación en nuestro país dificulta vías alternativas a las ligadas directamente con las instituciones administrativas. Sería importante en la línea de las sugerencias realizadas por instituciones como la del Madison Arboretum (JORDAN et al., 1982) que la ecología de la restauración se proyecte en todos los frentes posibles como una nueva ética de actuación frente a la gestión de la cubierta vegetal.

Preparación del terreno.

Se entiende por este término al conjunto de acciones que se llevan a cabo sobre una zona para asegurar el éxito en la implantación y posterior desarrollo de la masa forestal. Los objetivos principales los define GARCÍA SALMERÓN (1991), y de forma más concreta DE SIMON (1990) proponiendo como objetivos para zonas áridas: 1) recolectar el agua de una determinada superficie o zona de impluvio y dirigirla hacia el área receptora donde se repuebla (cosecha de agua); 2) mejorar la capacidad de almacenamiento y de infiltración en el área de plantación (preparación del suelo); 3) ordenar el drenaje natural y desaguar las escorrentías en los drenes naturales (sistematización del suelo).

En realidad, como indican CUBBAGE et al. (1991), los métodos de preparación del terreno son una de las acciones más costosas a abordar. Por otra parte, han resultado ser una de las causas de mayor conflictividad social de los procesos de reforestación en nuestro país. Representan un riesgo de perturbación considerable porque en muchas ocasiones su empleo no se ha ponderado más que como una forma efectiva de aumentar considerablemente la capacidad repobladora en superficie. El equilibrio en el empleo positivo de estas tecnologías y la conservación de la estructura de los suelos y vegetación preexistente no se ha analizado cuantitativamente. No obstante, su desarrollo resulta fundamental a la hora de abordar uno de los aspectos cruciales de la tan pretendida silvicultura mediterránea.

Los procesos considerados dentro de la preparación del terreno pueden abarcar tal como recoge DUREYA & DOUGHERTY (1991) acciones como los fuegos prescritos (prescribed fires), así como la preparación química tanto con herbicidas como con fertilizantes. Estos métodos no se han empleado en la provincia, aunque no debería descartarse sobre todo el primero en lo que se refiere a la gestión de las zonas con alta frecuencia de incendios del norte de la provincia, donde las masas de pino carrasco han sido claramente desplazadas.

SHEPHERD (1986) señala que existe una considerable diferencia en el tipo de acciones involucradas en función de dos condicionantes: 1) que se esté repoblando una zona que no sostenía bosques previamente (en un período de 50 años)

o donde si existían previamente y la acción es una sustitución de la masa previa; y 2) de la pendiente del terreno.

Los métodos empleados durante el período de repoblación han sido 3 predominantemente: repoblación manual con hoyos, subsolado o ripping realizado con tractores oruga D-, y terrazas de anchura variable entre 2 y 4 metros. En ocasiones muy localizadas, se encuentra un tipo de repoblación manual denominado fajas, que consiste en la elaboración de terrazas de menos de 0.5 a 1 m. Tan sólo las hemos observado en Jijona, en pendientes de alrededor de 30° y en suelos de muy poca profundidad. La frecuencia relativa de cada uno de los métodos en el total del período 1940-1985 es 38%, 25% y 37%. No obstante, el empleo en el tiempo de los diferentes métodos muestra ciertas tendencias claramente, como observamos en la fig. nº 4 donde se sugieren dos pautas claras: a) la disminución paulatina desde el quinquenio 1952-56 hasta su desaparición en 1972-76 de los hoyos a mano y b) el aumento creciente desde 1960 tanto de las terrazas como de los surcos o subsolado. Las terrazas son el método de preparación dominante en los años 80.

Producción de plantones.

En esta fase se incluyen varios procesos de considerable importancia biológica, como son las características genéticas (procedencia de la semilla) en la producción de la plantula, la selección de los plantones con mayor vigor, la inoculación de micorrizas en los sustratos de germinación (PIOU, 1979). A pesar de su importancia, la información disponible de los orígenes de las semilla es escasa o discontinua a nivel de la Unidad forestal y desconocemos hasta que punto sería posible obtener una información detallada del Instituto de semillas y plantas de vivero del MAPA, que ha sido la institución que ha suministrado habitualmente los lotes de semillas. En lo que se refiere a la germinación y producción del plantón en la

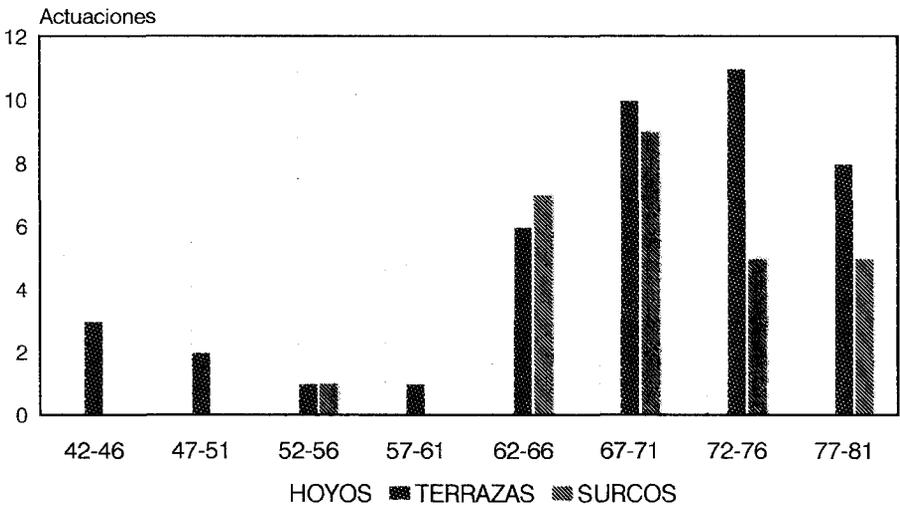


Fig. nº 4.—Preparación del terreno (períodos quincenales).

mayoría de los casos se han producido en los viveros existentes en Santa Faz y Guardamar del Segura, en el período de tiempo considerado, se ha producido planta para raíz desnuda, en maceta y en bolsa de polietileno. Este último método es el que se emplea en la actualidad. No se han micorrizado en ningún momento dichos plantones.

Plantación.

La información disponible a este respecto es escasa y aquella que puede estimarse es la que hace referencia a la densidad de plantación. La caracterización de los plantones (parámetros morfológicos, contenidos de agua, vigor, etc) no se ha realizado en absoluto. Estos parámetros han resultado ser fundamentales en los niveles de mortalidad inicial postimplantación para otras especies alternativas en repoblación, BAEZA et al. (1992), aunque el pino carrasco parece ser menos susceptible dada su mayor adaptación a condiciones de xericidad.

El marco de plantación suele ser rectangular o al tresbolillo. El número de pies por hectárea es una característica fundamental de una repoblación y es una de las cuestiones que dificulta la comparación, a nivel de producción, entre localidades durante los estadios juveniles, o en el momento en que existe un equilibrio en el desarrollo entre los pies individuales debido a la competencia. SHEPHERD

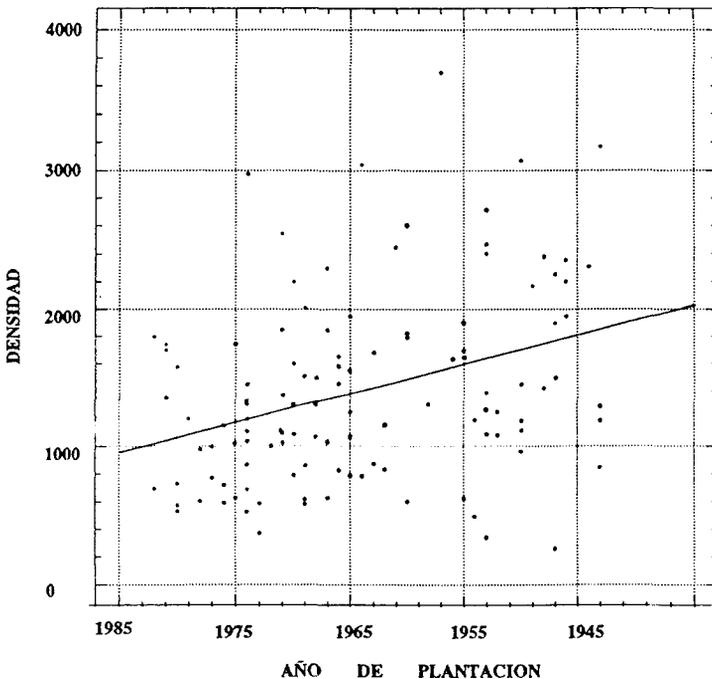


Fig. nº 5.—Evolución de la densidad de plantación.

(1986) indica que la selección de la densidad idónea depende del objetivo a conseguir, ya que tiene un efecto importante tanto en las características del árbol como de la masa.

En nuestra muestra, el rango oscila entre 400 y 3.800 árboles/hectárea. La densidad con una mayor frecuencia es la de 1.200 árboles/hectárea. El 75% de las estaciones presentan valores inferiores a 1.800 árb./ha. y un 5% superiores a 3.000 árb./ha. La evolución de la densidad de plantación desde 1940 presenta una tendencia decreciente tal como se observa en la Fig. nº 5.

Manejo postplantación.

Las actividades culturales a las que se somete una repoblación influyen en la fenología y en su tasa de crecimiento. Del análisis de los troncos se puede comprobar sobre la existencia o no de podas. Salvo escasas excepciones, todas las parcelas han sido podadas como mínimo una vez. Esta labor se realiza normalmente alrededor de los cinco años de edad, se conoce como “realce” y consiste en la eliminación del primer verticilo de ramas a fin de favorecer el alargamiento del tronco. La frecuencia de podas posteriores es más irregular, aunque se sitúa entre los 10 y 15 años.

La principal consecuencia de las podas es la inexistencia de necromasa en pie a diferencia de otras masas, así como la modificación de la morfología de toda la planta. Simultáneamente a la poda, suelen realizarse tareas de desbroce, pero su intensidad y extensión resultan difícilmente estandarizables. Estas prácticas se han realizado en ocasiones con fines de prevención contra incendios. Aunque no se han empleado extensivamente dado su coste, representan modificaciones drásticas de todo el sistema.

AGRADECIMIENTOS:

Esta investigación ha sido subvencionada por el Ministerio de Educación y Ciencia, Consellería de Agricultura y Pesca de la Comunidad Valenciana y Diputación Provincial de Alicante. Los técnicos y agentes forestales de la Unidad Forestal de Alicante tuvieron un papel fundamental en la selección de estaciones y en los muestreos de campo. Queremos expresar nuestro agradecimiento a D. Juan Giner por su apoyo continuado. En particular, queremos agradecer la contribución de Nicolás Giménez, Silvia Ivars y Manuel Valera por su ayuda en las campañas de campo y en la informatización de datos.

BIBLIOGRAFÍA

- A.M.A.G.V. (1987) Mapa Geocientífico de la provincia de Alicante. E1: 200.000. Tomo I: Memoria. Consultor INGENISA. Agencia del Medi Ambient, Conselleria d'Administració Publica. pp. 93.
- BAEZA et al.
- BOUCHON, J. (1974) Les tarifs de cubage. Nancy: E.N.G.R.E.F. Champenoux, INRA. pp. 128
- CUBBAGE, F.W.; GUNTER, J.E.; REY, J.; OLSON, T. (1991) Reforestation economics, law and taxation; in: Duryea, M., Dougherty, P. Eds. Forest Generation Manual. Kluwer Academic Pub. Dordrecht. pp.9-31.
- DE SIMON, E. (1990) Restauración de la vegetación en cuencas mediterráneas: Repoblaciones en zonas áridas. Ecología, supl. (1): 401-427.
- DURYEA, M.L. DOUGHERTY, P.M. (1991) Forest Regeneration Manual. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht; 433.
- GARCÍA SALMERÓN, J. (1991) Manual de repoblaciones forestales -1. Fundación Conde del Valle de Salazar. E.T.S. de Ingenieros de Montes. Univ. Politécnica de Madrid; GANDULLO, J.M.; MUÑOZ, L.A. (1987). Mapa de productividad potencial primaria neta de los ecosistemas españoles. Boletín de la Estación Central de Ecología.
- JENNY, H. (1980) The Soil Resource. Origin and Behavior. Ecological Studies 37, Springer Verlag. New York. pp. 377.
- JORDAN, W.R.; GILPIN, M.E.; ABER, J.D. (1987) Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press; pp. M.A.P.A. (1986) Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de la provincia de Alicante. E1: 200.000. Memoria. Dirección General de Producción Agraria, M.A.P.A. Madrid. pp. 102.
- MUÑOZ, J. (1986) Repoblación forestal. El Campo nº 103; pp 126-128
- NAHAL, I. (1981) The Mediterranean climate from a biological viewpoint. in Di Castri, F., D.W. Goodall, R.L. Specht Eds. Mediterranean-type shrublands. Ecosystems of the World. 11. Ch. 3, pp. 63-86. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam.
- NICOLÁS, A. GANDULLO, J.M. (1972) El estudio ecológico del pino carrasco. Cap. V, en: Ecología de los Pinares Españoles. III. *Pinus halepensis* M.A.P.A.-I.N.I.A. Madrid. pp. 307.
- PASTOR-LÓPEZ (1992) Biomasa, Producción primaria y Flujo de materia orgánica en repoblaciones forestales de la provincia de Alicante. Aplicaciones a la gestión forestal. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante. pp. 309.
- PIOU, D. (1979) Importance de la mycorrhization dans la resistance au calcaire de divers especes forestieres. Revue Forestiere Française, Vol. 31, nº 2:116-125.
- SCHILLER, G. (1982) Significance of Bedrock as a site factor for aleppo pine. Forest Ecology and Management, 4:213-223.
- SHEPHERD, K.R. (1986) Plantation silviculture Forestry Sciences. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht; pp. 322
- SPECHT, R.L. (1988) Mediterranean-type ecosystems. A data source book. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. pp. 248
- SPURR, S.H. BARNES, B.V. (1980) Forest ecology. John Wiley & Sons; pp. 687.

LA PROBLEMÁTICA DE LOS ROEDORES COMENSALES EN LA VEGA BAJA DEL RÍO SEGURA (ALICANTE)¹

por
F.V. FAUS²

RESUMEN

Este trabajo aborda la problemática originada por los roedores comensales en la Vega Baja del río Segura (Alicante, España). La metodología básica utilizada ha consistido en el muestreo del medio físico, tanto urbano como rural, recopilándose las observaciones directas e indirectas de los animales que han permitido elaborar los resultados más importantes. Así, se confirma la presencia de especies típicamente antropófilas como *Rattus norvegicus* Berk., *Rattus rattus* L. y *Mus musculus* L., y otras de tendencias más silvestres como *Arvicola sapidus* Mill. y *Mus spretus* Lat.. Se analiza su distribución geográfica, la ocupación del medio físico urbano y rural, el nivel de infestación en los emplazamientos inspeccionados de cada municipio, los daños causados a nivel cualitativo y la información recogida en una encuesta realizada sobre el tema. El roedor predominante es *R. norvegicus*, aunque la extensa red de canales de riego y el carácter eminentemente agrícola de la comarca favorecen la dispersión de todas las especies. Las alternativas de solución pasan por la adopción de medidas como la realización de programas de control de roedores mediante técnicas químicas y biológicas, al igual que el saneamiento general de los cursos de agua, sobre todo del río Segura, la desaparición de los vertederos incontrolados y la colaboración de los lugareños.

PALABRAS CLAVE: Roedores comensales, problemas, Vega Baja del río Segura, Alicante, España.

SUMMARY

This work tackles the problem caused by the commensal rodents on the Lower Meadow of the Segura River (Alicante, Spain). The basic methodology used consists of the survey of the physical environment, both urban and rural, by means of the compilation of direct and indirect observations of those animals that have enabled to achieve the most important results. Thus, we can confirm the diffusion of species that are typically anthropophilous such as *Rattus*

¹ La información contenida en este artículo ha formado parte de dos comunicaciones presentadas en la VII Reunión Bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Barcelona, 16-20 Septiembre 1985).

² Unidad de Ecología, Departamento de Microbiología, Facultad de C.C. Biológicas, Universitat de València, C/ Dr. Moliner, 50, 46100 Burjassot, Valencia.

norvegicus Berk., *Rattus rattus* y L. and *Mus musculus* L., and the presence of other species that have more wild tendencies like *Arvicola sapidus* Mill. and *Mus spretus* Lat.. Their geographical distribution, the occupation of the urban and rural environments, the infestation level in the inspected premises within each municipality, the damage caused and the information collected through a public opinion poll taken on the subject, are studied. The predominant rodent is *R. norvegicus*, although the extensive network of irrigation channels and the eminently agricultural characteristics of the territory favour the dispersion of the different species. The alternatives for the solution of the problem require the consideration of measures such as the monitoring of rodent control programmes with the help of biological and chemical techniques, as well as the general improvement of the watercourses, especially those of the Segura River, the eradication of uncontrolled urban dumping grounds and the collaboration of the inhabitants from all municipalities.

KEY WORDS: Commensal rodents, problem, Lower Meadow of Segura River, Alicante, Spain.

INTRODUCCIÓN

La capacidad que tienen algunos animales para vivir a expensas del hombre y competir con él por los alimentos y el medio físico se llama comensalismo. Los roedores comensales merecen especial atención porque a nivel mundial causan daños en las cosechas y transmiten enfermedades al ganado doméstico y a las personas (BROOKS, 1973; WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1974; ARATA, 1977; BROOKS y ROWE, 1979; GRATZ, 1984). Entre las especies más importantes destacan la rata parda (*Rattus norvegicus* Berkenhout, 1769), la rata negra (*Rattus rattus* Linnaeus, 1758) y el ratón doméstico (*Mus musculus* Linnaeus, 1758).

Por su facilidad de adaptación a cualquier condición de vida y sus tendencias antropófilas, *R. norvegicus* ocupa en Europa gran variedad de biotopos tanto en zonas urbanas como rurales (BROOKS y ROWE, 1979). En la Península Ibérica, esta especie aumenta su carácter antropófilo desde la costa mediterránea hasta los Pirineos donde se limita a invadir las casas (GOSÁLBEZ, 1979). Mientras, *R. rattus* es menos comensal en la región mediterránea que en Centroeuropa (JIRSIK, 1955; TELLE, 1966), caracterizándose por sus hábitos arborícolas (KAHMANN y HAEDRICH, 1957; FAUS y VERICAD, 1981; FAUS, 1990). Por último, *M. musculus* es una especie ubiquista que prefiere la cercanía del hombre (SCHWARZ y SCHWARZ, 1943; YALDEN, 1980), aunque también abunda en estado salvaje (VENABLES y LESLIE, 1942; BERRY, 1981; PELIKAN, 1981).

El presente trabajo intenta dar una visión general de la problemática ocasionada por los roedores comensales en el medio urbano y el medio rural de la Vega Baja del río Segura (Alicante). Se refieren las especies determinadas, su distribución geográfica, los emplazamientos ocupados, los daños observados y los resultados de una encuesta elaborada sobre el tema. Además, se aportan sugerencias complementarias de carácter eminentemente práctico para que, junto a futuras campañas de desratización, eviten la aparición de plagas.

ÁREA DE ESTUDIO

Situación y extensión

La Vega Baja del río Segura es la comarca más meridional de la provincia de Alicante y, al mismo tiempo, de la Comunidad Valenciana. El territorio comprende 24 términos municipales de los que ocho poblaciones se sitúan a lo largo del río Segura: Albatera, Algorfa, Almoradí, Benferri, Benejúzar, Benijófar, Bigastro, Callosa de Segura, Catral, Cox, Daya Nueva, Daya Vieja, Dolores, Formentera del Segura, Granja de Rocamora, Guardamar del Segura, Jacarilla, Orihuela, Rafal, Redován, Rojales, San Fulgencio, San Miguel de Salinas y Torrevieja. Estos dos últimos municipios han sido excluidos del trabajo debido a su lejanía del cauce del río. Las coordenadas geográficas extremas están determinadas por las latitudes 37°50'30" y 38°19'10", y las longitudes 2°39'00" y 3°03'05". La Figura 1 muestra la delimitación municipal, los núcleos de población, las unidades hidrogeográficas y las vías de comunicación más importantes de la misma.

La región abarca una superficie de 973.5 km.². El número aproximado de habitantes es 151.800 y la densidad de población 156 personas por km.² (CAJA DE AHORROS DE ALICANTE Y MURCIA, 1980).

Climatología

El clima típico de la zona es el marítimo del litoral mediterráneo, con veranos calurosos e inviernos templados, alcanzando la temperatura media anual los 18.5 °C (PANAREDA y NUET, 1979). Los meses más cálidos son julio y agosto, y el más fresco enero. Las épocas de primavera y otoño presentan máximos de precipitación en los meses de abril y octubre respectivamente, no llegando la media anual a los 300 mm., mientras que invierno y verano son estaciones más secas y estables.

Hidrografía

El río Segura es el eje natural del territorio y su recorrido total es de 348 km.. Aunque nace en la Sierra de Segura (provincia de Jaén), es el tercer río más importante de la Comunidad Valenciana después del Xúquer y el Túria. El caudal medio a su paso por la ciudad de Orihuela es de 15 m.³/seg. y el de su desembocadura en Guardamar del Segura alrededor de 8 m.³/seg. (LÓPEZ GÓMEZ, 1977). El río origina una gran red de canales de riego y de drenaje del suelo, denominados respectivamente acequias o azarbes, que abastece a toda la huerta de la comarca. A pesar de su importancia para la agricultura, la calidad química del agua es deficiente debido a la constante y elevada contaminación por los vertidos industriales, las aguas fecales y los residuos sólidos urbanos que se vierten en su cauce. Por otra parte, las lagunas salobres de la Mata y Torrevieja están situadas al Sureste de la comarca y son las más extensas de España, existiendo en la segunda salinas cuya producción es la más grande de Europa.

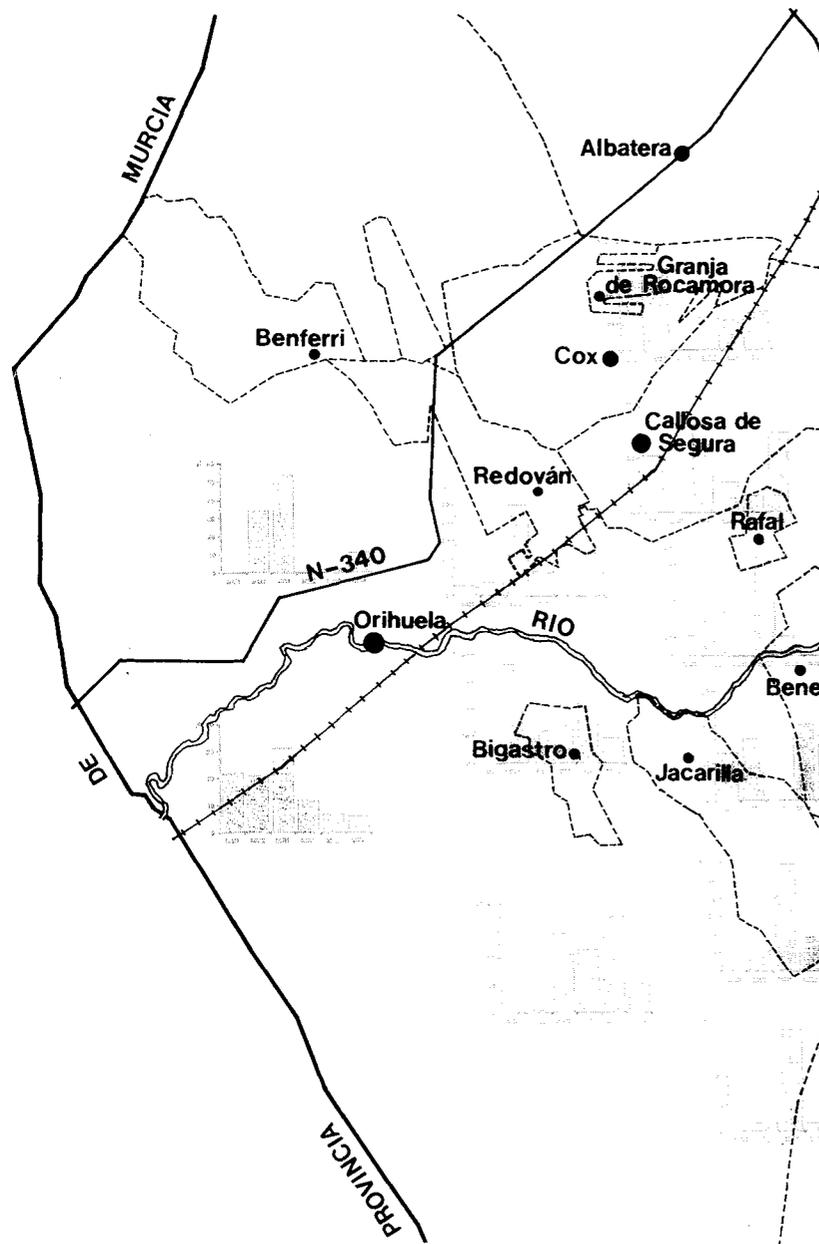
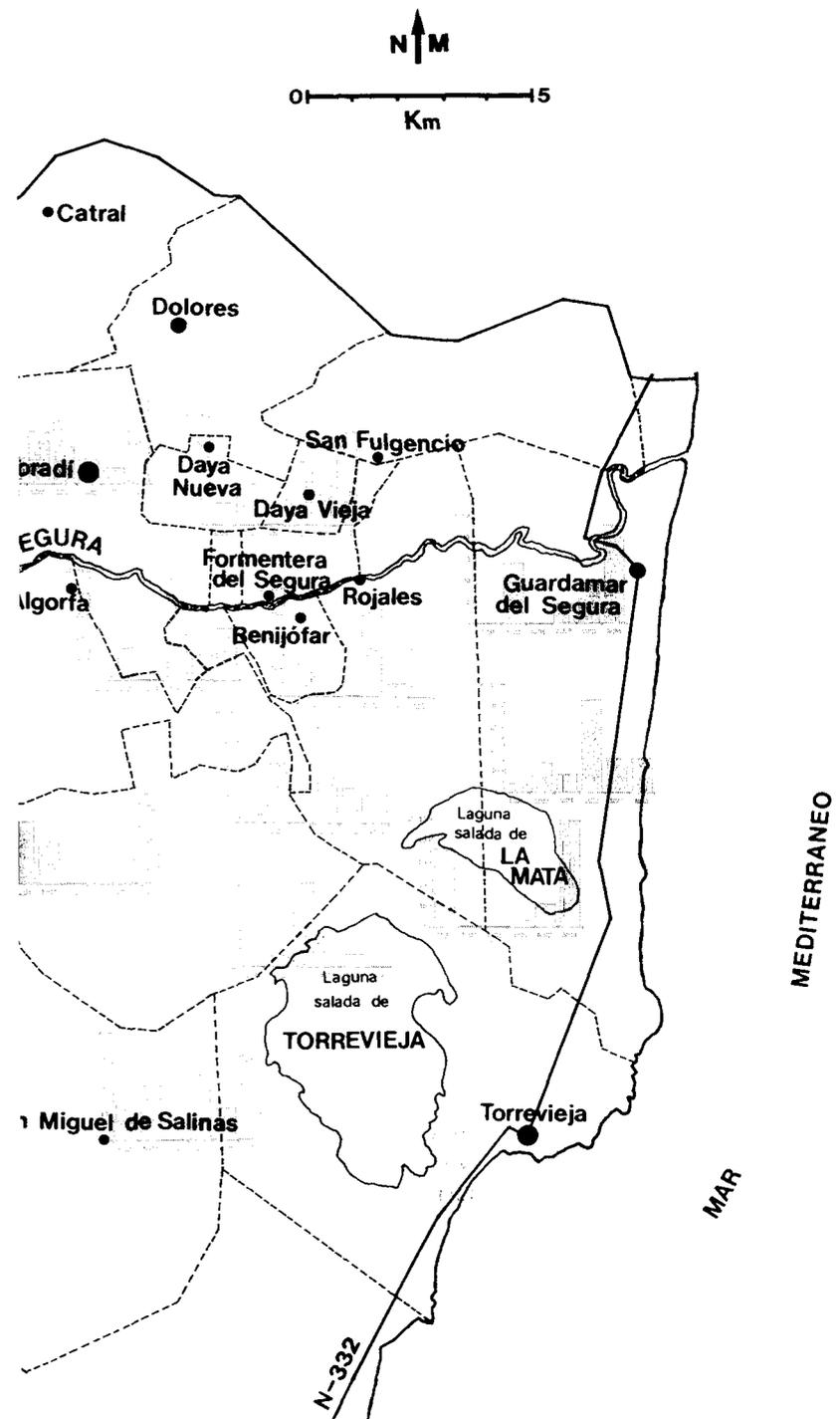


Figura 1.— Delimitación municipal de la Vega Baja del río Segura. Los núcleos urbanos se indican mediante los círculos negros, cuyo tamaño es proporcional al número de habitantes de cada población. También, se muestran las unidades hidrogeográficas y las vías de comunicación más importantes de la comarca. La hoja vegetal señala la infestación relativa de los roedores comensales, expresada en porcentajes y a modo de histogramas de frecuencias, en los diversos tipos de emplazamiento de cada municipio. Las abreviaturas son las mismas que se utilizan en el texto.



Relieve

Geomorfológicamente, la zona está constituida por una gran depresión originada a partir del relleno de un golfo marino por los materiales sedimentarios del río Segura (RIBA, 1979), dando como resultado un delta interno no preeminente. El llano limita al Norte con las Sierras de Orihuela (605 m.) y Callosa (561 m.), que son de escasa extensión. Además, los materiales miocénicos meridionales del río Segura originan un peligroso frente de falla en su último tramo, produciendo históricamente una actividad sísmica importante (LÓPEZ GÓMEZ, 1977). El litoral presenta amplias playas y abundantes cordones de dunas.

Vegetación

La vegetación natural de la comarca se identifica con el espinar o matorral de palmito (*Chamaerops humilis* L.) y espinos negro (*Rhamnus lycioides* L.) (Alianza Oleo-Ceratonion: asociación Chamaeropo-Rhamnetum lycioides). Las áreas forestales se reducen a algunos bosquetes de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) que ocupan las Sierras de Orihuela y Callosa, donde la maquia o matorral de coscoja (*Quercus coccifera* L.) y lentisco (*Pistacia lentiscus* L.) (Alianza Oleo-Ceratonion: asociación Quercu-Lestisetum) se refugia en las umbrías y hondonadas. De importancia ornamental son los pinares y palmerales de algunas ciudades donde crecen *P. halepensis*, el pino rodeno (*Pinus pinaster* Aiton), la palmera datilera (*Phoenix dactylifera* L.), la palmera canaria (*Phoenix canariensis* hort. ex. Chaub.), el eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill.) y la pita (*Agave americana* L.). A orillas del río Segura y las acequias mayores son frecuentes los cañaverales (*Arundo donax* L.) y los carrizales (*Phragmites communis* Trin.), mientras que los matorrales de tamarisco (*Tamarix gallica* L.) y adelfa (*Nerium oleander* L.) se distribuyen por ramblas y barrancos. La vegetación halófila en los alrededores de las lagunas de la Mata y Torrevieja corresponde a las praderas salinas (Clase Salicornietea). En las costas abunda la vegetación climácica de playas y dunas litorales (Clase Ammophiletea).

Cultivos

Según datos del INSTITUTO GEOGRÁFICO Y MINERO DE ESPAÑA (1978), la superficie total cultivada de la comarca es de 23.041 ha. de las que 13.586 ha. corresponden a cultivos herbáceos, 8.295 ha. a cultivos leñosos y 1.160 ha. a barbechos. Entre el arbolado de regadío destacan los agríos como el naranjo (*Citrus aurantium* L.) y el limonero (*Citrus limon* [L.] Burm. fil.). De los frutales de hueso predominan el almendro (*Prunus dulcis* [Mill.] D.A. Webb) y el olivo (*Olea europaea* L.). La explotación del granado (*Punica granatum* L.) y la higuera (*Ficus carica* L.) se lleva a cabo en algunas parcelas de Albaterra y Orihuela. También sobresale el cultivo del trigo (*Triticum vulgare* Vill.) y las habas (*Vicia faba* L.). En

TABLA 1

MUNICIPIO	CULTIVOS		FORESTAL	OTROS	Total
	Secano	Regadío			
Albatera	403	4.340	1.170	1.396	7.309
Algorfa	547	773	327	225	1.872
Almoradí	470	4.676	347	254	5.747
Beneljúzar	30	457	308	70	865
Benferri	319	769	66	65	1.219
Benijófar	42	260	99	39	440
Bigastro	6	282	51	62	401
Callosa de Segura	336	1.831	193	109	2.469
Catral	0	1.904	0	80	1.984
Cox	0	970	287	399	1.656
Daya Nueva	0	672	0	16	688
Daya Vieja	0	294	0	4	298
Dolores	0	1.750	0	59	1.809
Formentera del Segura	0	394	0	39	433
Granja de Rocamora	67	576	0	36	679
Guardamar del Segura	878	1.810	1.155	908	4.751
Jacarilla	175	877	77	107	1.236
Orihuela	12.923	16.900	10.065	5.731	45.619
Rafal	0	134	0	21	155
Redován	70	574	0	338	982
Rojales	19	1.855	413	936	3.223
San Fulgencio	46	1.499	184	241	1.970
Total	16.331	43.597	14.742	11.135	85.805

Tabla 1.— Distribución municipal de la tierra en el año 1980 para cada uno de los municipios de la Vega Baja del río Segura (CAJA DE AHORROS DE ALICANTE Y MURCIA, 1980). Las cifras expresan la superficie en hectáreas.

la Tabla 1 se muestra la distribución municipal de la tierra en el año 1980 para cada uno de los municipios de la comarca (CAJA DE AHORROS DE ALICANTE Y MURCIA, 1980).

MÉTODOS

Muestreo del medio físico

El método seguido para muestrear el medio físico ha consistido en la inspección detallada de emplazamientos con características urbanas (MU) y rurales (MR). En ambos casos, la selección ha sido parcialmente al azar, incluyéndose con frecuencia lugares infestados indicados por los labradores. Las observaciones consideradas han sido directas cuando se vio directamente a los animales e indirectas si se observaron señales de su actividad como

madrigueras, nidos aéreos, comederos, frezaderos, sendas y las comunicaciones verbales sobre su presencia. Las observaciones indirectas se evalúan en raras, frecuentes y abundantes. Como emplazamiento entendemos cualquier construcción humana habitada o no, campos de cultivo, zonas de vegetación natural y cursos de agua.

Los emplazamientos del medio urbano se clasificaron en dos grupos según su situación respecto al casco urbano de cada municipio:

- MU1: emplazamientos ubicados en el interior de la población o en su periferia inmediata como acequias, alcachofales, almacenes de abonos y de piensos, depuradoras de agua, fábricas de conservas, granjas avícolas, mataderos municipales, naranjales, río Segura y vaquerías; y,
- MU2: emplazamientos ubicados en el área de influencia humana de cada población, cuyo radio de acción se consideró de 0.5 km. y 1 km. respectivamente para pueblos de hasta 2.500 habitantes y más de 2.500 habitantes. Aquí se contemplan acequias, alcachofales, alfafales, algodones, almacenes de abonos y de piensos, almendrales, azarbes, campos de lechugas, depuradoras de aguas, fábricas de conservas, granjas de cerdos y de conejos, limonares, maizales, mataderos municipales, melonares, naranjales, palme-

TABLA 2

	MU1	MU2	MR1	MR2	MR3	MR4	TOTAL
Albatera	1	5	0	2	9	1	18
Algorfa	3	3	0	0	3	1	10
Almoradí	3	10	0	1	2	2	18
Benejúzar	2	4	1	2	3	0	12
Benferri	0	3	1	0	7	2	13
Benijófar	0	6	1	1	1	0	9
Bigastro	1	4	1	1	1	1	9
Callosa de Segura	1	5	0	2	4	0	12
Catral	3	4	1	1	3	1	13
Cox	4	2	1	1	4	2	14
Daya Nueva	1	1	0	1	4	1	8
Daya Vieja	1	3	0	1	3	1	9
Dolores	2	4	0	4	3	1	14
Formentera del Segura	3	3	0	4	3	1	14
Granja de Rocamora	1	0	1	1	7	1	11
Guardamar del Segura	1	4	1	3	5	4	18
Jacarilla	2	1	1	1	7	2	14
Orihuela	3	4	2	2	13	3	27
Rafal	2	5	0	1	2	1	11
Redován	1	6	1	2	3	2	15
Rojales	3	0	0	1	6	2	12
San Fulgencio	0	3	0	2	4	1	10
Total	38	80	12	31	99	31	291

Tabla 2.— Número de emplazamientos inspeccionados en la Vega Baja del río Segura, distribuidos por términos municipales y grupos de clasificación del medio físico.

rales, patatales, presas fluviales, ramblas, río Segura, vaquerías y vertederos de basura.

A su vez, los emplazamientos del medio rural se dividieron en cuatro grupos según un gradiente regresivo de antropización cuya estimación fue subjetiva:

- MR1: vertederos de basuras;
- MR2: construcciones humanas habitadas o no como depuradoras de agua, estaciones hidráulicas, fábricas de baterías de automóviles y de conservas, granjas de cerdos y avícolas, mataderos municipales y vaquerías;
- MR3: campos de cultivos como ajares, alcachofales, alfafaes, algodonaes, almendrales, habares, higuerales, limonares, maizales, nabares, naranjales, olivares, parrales, patatales, plantaciones de granados, tomates y triguales; y,
- MR4: zonas de vegetación natural y cursos de agua como acequias y azarbes, carrizales, dunas, golases del río Segura, palmerales, pinares, ramblas y el río Segura.

En la Tabla 2 se indica el número de emplazamientos inspeccionados de cada tipo en los términos municipales de la comarca.

La cartografía empleada se ha basado en el sistema UTM (Universal Transverse Mercator) con cuadrículas de 10×10 km. Las hojas cartográficas empleadas corresponden a las localidades de Elx, Fortuna, Guardamar del Segura y Orihuela, donde queda englobada la comarca.

Tratamiento matemático de los datos

El tratamiento matemático de los datos se ha considerado para tratar dos aspectos importantes entre los objetivos propuestos de este trabajo. A saber:

1) Por un lado, se ha procedido a evaluar la infestación de los roedores en los grupos de clasificación del medio físico o emplazamientos MU1, MU2 y MR1-MR4 en todos los municipios. Para ello, se ha elaborado un índice de infestación relativa, aplicable a investigaciones posteriores sobre plagas de roedores, y que viene definido por la fórmula siguiente:

$$I_r = \frac{O_d + O_i}{n}, \text{ donde}$$

n= número de emplazamientos de un mismo tipo,

O_d= número de observaciones directas de los roedores, y

O_i= número de observaciones indirectas de los roedores a las que se asignó con carácter representativo el valor de 1 si son raras, 3 si son frecuentes y 6 si son abundantes.

La cifra resultante se ha expresado en porcentajes respecto a la suma total de los valores del índice en cada tipo de emplazamiento de un municipio determinado. Como consecuencia de la presencia de las ratas y los ratones, se han registrado una serie de daños que hemos observado y eva-

luado cualitativamente en los emplazamientos más infestados de cada término municipal.

2) Por otro lado, se ha aplicado el test G de independencia entre variables (SOKAL Y ROHLF, 1979), previa elaboración de las tablas de contingencia pertinentes, utilizando el microordenador ECLIPSE C/350 del Centro de Cálculo de la Universitat de València (Burjassot, Valencia). Las variables estudiadas son “tipos de medio físico” (MF), “distancias al río Segura” (DR) y “especies de rata” (SP). Con anterioridad, se ha llevado a cabo una transformación de los datos consistente en sumar 0.5 a todas las frecuencias de las casillas de cada tabla para evitar la presencia de casillas con ceros. El análisis fue aplicado sobre las modalidades de cada variable, tomando las observaciones directas, tal como se detalla a continuación: 1) respecto a los tipos de medio físico se han considerado el medio físico urbano y rural, así como los grupos MU1 y MU2 y MR1-MR4; 2) en relación con las distancias al río se distinguieron, desde su cauce hasta las zonas más alejadas del mismo por ambas márgenes, tres franjas paralelas de 5 km. (A: de 0 a 5 km, B: de 5 a 10 km y C: de 10 a 15 km); y, 3) por último, las especies de rata consideradas son *R. norvegicus*, *R. Rattus* y la rata de agua (*Arvicola sapidus* Miller, 1908).

Técnicas complementarias para la obtención de datos

Como complemento al muestreo de campo, se llevó a cabo una encuesta sobre la presencia de los roedores comensales en los municipios de la comarca. Se identificó cada emplazamiento afectado, las ratas y ratones presentes, la distribución y los daños originados. Asimismo, se han efectuado siete trampeos de eliminación con ceptos en algunos emplazamientos representativos que, aunque insuficientes si consideramos la extensión de la región, han confirmado los resultados relacionados con la determinación de las especies y la ocupación de habitats por las mismas.

RESULTADOS

Relación de especies

Las observaciones directas obtenidas mediante el muestreo del medio físico han permitido previamente la determinación de varias especies de roedores. La especie que parece ser más frecuente entre las ratas es *R. norvegicus*, seguida de *R. rattus* y *A. sapidus*. La primera se encuentra más ligada a las poblaciones humanas que las otras dos pero, como a excepción de Orihuela todos los pueblos tienen pocos habitantes y se hallan inmersos en un ámbito estrictamente rural, las tres se distribuyen por doquier. Una especie de menor tamaño y costumbres silvícolas es el lirón careto (*Eliomys quercinus* Linnaeus, 1766), que ha sido citado por VERICAD, ESCARRÉ y RODRÍGUEZ (1976) como integrante de la dieta de la lechuza común (*Tyto alba* Scopoli, 1769) en tres localidades de esta comarca.

La clasificación de ratones de la especie *M. musculus* se ha realizado directamente con ejemplares capturados vivos o muertos, pues sus señales de actividad más evidentes como son los excrementos se pueden confundir con los del ratón moruno (*Mus spretus* Lataste, 1883) o el ratón de bosque (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758). Así, la especie más común y ubi- quista es *M. Musculus*, mientras que *M. spretus* también es habitual aunque manifiesta tendencias más silvestres. VERICAD, ESCARRÉ y RODRÍ- GUEZ (1976) mencionan a *M. musculus* y al topillo común (*Microtus duo- decimcostatus* De Sélýs-Longchamps, 1839) en tres municipios, y a *A. syl- vaticus* en dos de ellos.

Distribución geográfica

La mayor parte de la información recogida sobre la distribución geo- gráfica de los roedores en la comarca procede de las observaciones directas y de los trampeos efectuados en algunas localidades. En la Tabla 3 se mues- tra el número de emplazamientos con observaciones directas de *R. norvegi- cus*, *R. rattus* y *A. sapidus* en cada término municipal para los grupos de

TABLA 3

	MU1	MU2	MR1	MR2	MR3	MR4	TOTAL
Albatera	1/0/0	0/0/0	—	0/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0
Algorfa	1/0/0	0/0/0	—	—	0/0/0	1/0/0	2/0/0
Almoradí	0/0/0	2/0/0	—	0/0/0	0/0/0	0/0/0	2/0/0
Benejúzar	0/0/0	2/0/0	1/0/0	1/0/0	0/0/0	—	4/0/0
Benferri	0/0/0	1/0/0	0/0/0	—	0/0/0	0/0/0	1/0/0
Benijófar	—	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	—	1/0/0
Bigastro	0/0/0	0/0/0	1/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	2/0/0
Callosa de Segura	0/0/0	1/0/1	—	2/0/0	0/0/0	1/1/0	1/1/0
Catral	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	1/1/0	1/1/0
Cox	0/0/0	0/1/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	2/0/0	3/1/0
Daya Nueva	0/0/0	0/0/0	—	0/0/0	0/0/0	1/0/0	1/0/0
Daya Vieja	0/0/0	0/0/0	—	0/0/1	0/0/0	1/0/1	1/0/2
Dolores	0/0/0	0/0/1	—	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/1
Formentera del Segura	0/0/0	1/0/0	—	0/0/0	1/1/0	0/0/0	2/1/0
Granja de Rocamora	1/0/0	—	1/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	2/0/0
Guardamar del Segura	0/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/1	0/0/0	1/1/0	2/1/1
Jacarilla	0/0/0	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	1/0/0
Orihuela	1/0/0	0/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	2/0/0
Rafal	0/0/0	1/0/0	—	0/0/0	1/0/0	0/0/0	2/0/0
Redován	0/0/0	2/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	2/0/0
Rojales	1/0/0	—	—	0/0/0	0/0/0	0/1/0	1/1/0
San Fulgencio	—	0/0/0	—	0/0/0	1/0/0	1/0/0	2/0/0
Total	5/0/0	10/1/2	7/0/0	5/0/2	3/1/0	8/3/1	38/5/5

Tabla 3.— Número de emplazamientos de cada municipio con observaciones directas de ratas (*R. norvegicus*/*R. rattus*/*A. sapidus*) en la Vega Baja del río Segura, distribuidos por tipos de clasificación del medio físico.

clasificación del medio físico. Los municipios con mayor cantidad de emplazamientos con ratas son Benejúzar, Callosa de Segura, Cox y Guardamar del Segura, mientras que los de menos son Albatera, Benferri, Benijófar, Daya Nueva, Dolores y Jacarilla. Las especies más observadas fueron *R. norvegicus* en Benejúzar, Callosa de Segura y Cox, y *A. sapidus* en Daya Vieja. Aunque en un número bajo de emplazamientos pero representativos a nivel local, *R. rattus* se ha encontrado en las localidades de Catral, Cox, Formentera del Segura, Guardamar del Segura y Rojales. El trapeo con ceos ha confirmado la existencia de *R. norvegicus* en los municipios de Callosa de Segura, Guardamar del Segura y Jacarilla. Asimismo, todas las observaciones indirectas han sido utilizadas para mostrar la distribución geográfica de las ratas, aunque las más fiables a nivel específico son el hallazgo de nidos aéreos de *R. rattus*, fenómeno ya estudiado con anterioridad en otras ocasiones (FAUS y VERICAD, 1981; FAUS, 1990). De este modo, los términos donde se han hallado con frecuencia estos artefactos son Albatera, Almoradí, Catral, Cox, Granja de Rocamora, Daya Vieja, Guardamar del Segura y Rojales. Sin embargo, según el resto de las observaciones indirectas cuyos resultados se presentan en la Tabla 4, la dispersión de las tres especies de rata en los municipios de la comarca es genera-

TABLA 4

	Observaciones directas				Observaciones indirectas			
	R.n.	R.r.	A.s.	Mus sp.	R.n.	R.r.	A.s.	Mus sp.
Albatera	+	-	-	-	+	+	+	+
Algorfa	+	-	-	-	+	+	+	+
Almoradí	+	+	-	+	+	+	+	+
Benejúzar	+	-	-	-	+	+	+	+
Benferri	+	-	-	+	+	+	-	-
Benijófar	+	-	-	-	+	+	+	-
Bigastro	+	-	-	+	+	-	+	+
Callosa de Segura	+	-	+	-	+	+	+	+
Catral	+	+	-	+	+	+	+	-
Cox	+	+	-	+	+	+	+	+
Daya Nueva	+	-	-	+	+	+	+	+
Daya Vieja	+	-	+	-	+	+	+	-
Dolores	+	-	-	-	+	+	+	-
Formentera del Segura	+	+	-	+	+	+	+	+
Granja de Rocamora	+	-	-	-	+	+	+	-
Guardamar del Segura	+	-	+	-	+	+	+	+
Jacarilla	+	-	-	-	+	+	+	-
Orihuela	+	-	-	+	+	+	+	+
Rafal	+	-	-	-	+	+	+	+
Redován	+	-	-	-	+	+	+	+
Rojales	+	+	-	-	+	+	+	+
San Fulgencio	+	-	-	-	+	+	+	+

Tabla 4.— Presencia de ratas *R. norvegicus* (R.n.), *R. rattus* (R.r.), *A. sapidus* (A.s.) y ratones (*Mus* sp.), considerando tanto las observaciones directas como las indirectas, en los términos municipales de la Vega Baja del río Segura.

lizada, exceptuando Bigastro y Benferri donde faltan respectivamente *R. rattus* y *A. sapidus*. El trabajo efectuado por VERICAD, ESCARRÉ y RODRÍGUEZ (1976) aporta las citas de *R. rattus* en Algorfa, Dolores y San Miguel de Salinas, así como *A. sapidus* en Dolores. En la Tabla 4 puede verse indicada la presencia de *Mus* sp. en cada localidad, a partir de las observaciones directas e indirectas. A pesar de no haber aparecido en todos los términos, el hallazgo en muchos emplazamientos de excrementos no identificables a nivel específico hace sospechar una distribución geográfica más extensa de las dos especies de ratones. Por último, VERICAD, ESCARRÉ y RODRÍGUEZ (1976) sitúan a *M. musculus* y *M. duodecimcostatus* en Algorfa, Dolores y San Miguel de Salinas, así como a *A. sylvaticus* en Dolores y San Miguel de Salinas.

Emplazamientos ocupados

Según se desprende de la Tabla 3, donde se muestra el número de emplazamientos con observaciones directas de las tres especies de rata, los más representativos pertenecen a los grupos MU2 y MR4. En concreto, *R. norvegicus* se localiza sobre todo en emplazamientos tipo MU2, MR4 y MR1, *R. rattus* en MR4 y *A. sapidus* en MU2 y MR2. Estos emplazamientos corresponden a vertederos de basuras, acequias y azarbes, río Segura, y menos frecuentemente a depuradoras de agua, fábricas de embutidos, granjas de cerdos y palmerales en el caso de *R. norvegicus*. Además, los palmerales y los limonares son biotopos donde *R. rattus* vive de modo habitual, desarrollando costumbres arborícolas. En muchos biotopos como los palmerales se ha observado a ambas especies viviendo juntas: *R. norvegicus* ocupa la parte inferior donde excava gran número de madrigueras subterráneas junto a los árboles, mientras que *R. rattus* construye nidos aéreos en la cruz y ramas entrelazadas de las palmeras. Por otro lado, *A. sapidus* se halla restringida a los canales de riego.

Respecto al género *Mus*, considerando tanto las observaciones directas como indirectas, parecen existir preferencias por los emplazamientos del tipo MU1. Particularmente, se ha comprobado la presencia de *M. musculus* en vertederos de basuras, almacenes de pienso, granjas de aves, el río Segura, azarbes y dunas. En cambio, *M. spretus* sólo fue observado en azarbes y el río Segura.

Los resultados del análisis de independencia entre las variables “tipos de medio físico”, “distancias al río Segura” y “especies de rata”, mediante la aplicación del test G a las observaciones directas de las ratas, se muestran en la Tabla 5. Se observa un rechazo de dicha hipótesis en los casos MFxDRxSP ($P < 0.005$, 12 grados de libertad) y MFxDR ($P < 0.05$, 2 g.l.), pero no en el caso de MFxSP ($P < 0.05$, 2 g.l.) y DRxSP ($P < 0.05$, 4 g.l.). En otras palabras, se puede deducir que hay una dependencia global entre las tres variables estudiadas y que, independientemente de las especies de rata existentes, las distancias al río condicionan el tipo de emplazamiento

TABLA 5

Hipótesis analizada	G.L.	G
Independencia MFxDR	2	16.341 ($P < 0.005$)
Independencia MFxSP	2	1.194 (NS)
Independencia DRxSP	4	6.719 (NS)
Independencia MFxDRxSP	4	12.435 ($P < 0.05$)
Independencia MFxDRxSP	12	36.688 ($P < 0.005$)

NS: no significativo.

Tabla 5.— Test G de independencia entre las variables “tipos de medio físico” (MF), “distancias al río Segura” (DR) y “especies de rata” (SP), considerando las observaciones directas de los roedores en la Vega Baja del río Segura.

TABLA 6

Hipótesis analizada	G.L.	G
Independencia MFxDR	10	319.964 ($P < 0.005$)
Independencia MFxSP	10	115.982 ($P < 0.005$)
Independencia DRxSP	4	12.382 ($P < 0.05$)
Independencia MFxDRxSP	20	55.838 ($P < 0.005$)
Independencia MFxDRxSP	44	504.164 ($P < 0.005$)

Tabla 6.— Test G de independencia entre las “tipo variables de emplazamiento del medio físico” (MF), “distancias al río Segura” (DR) y “especies de rata” (SP), considerando las observaciones directas de los roedores en la Vega Baja del río Segura.

en el medio físico. Sin tener en cuenta esas distancias, la presencia de una u otra especie de rata no depende del tipo de medio y, sin considerar este último parámetro, la aparición de una u otra especie tampoco va asociada a las distancias respecto al río.

Finalmente, siguiendo la metodología del párrafo anterior, se han analizado las mismas variables pero considerando para la primera de ellas los tipos de emplazamiento del medio físico MU1, MU2 y MR1-MR4, cuyos resultados se exponen en la Tabla 6. En líneas generales, se observan diferencias altamente significativas ($P < 0.005$) en todos los casos a excepción de DRxSP que son moderadas ($P < 0.05$). Se confirman los resultados expuestos más arriba, es decir, una dependencia generalizada entre los tres parámetros estudiados. Además, se encuentran asociadas entre sí las especies de rata con el tipo de emplazamiento y las distancias al río Segura, dejando aparte respectivamente las distancias al río y el tipo de emplazamiento.

Daños ocasionados

A pesar de no evaluarse cuantitativamente los daños ocasionados por los roedores, sí se ha comprobado su incidencia en gran parte de los emplazamientos visitados, sobre todo en aquéllos donde se efectuó mayor número de observaciones de ratas y ratones. Los porcentajes de infestación relativa de las especies en los diversos tipos de emplazamiento de cada municipio de la comarca se presentan en la hoja vegetal de la Figura 1. Además, en la Tabla 7 se muestra el nivel de infestación municipal que se obtiene al sumar los valores de las observaciones directas e indirectas de los roedores en todos los emplazamientos y dividir por el número total de éstos, los daños observados en los emplazamientos más infestados y las especies que los han ocasionado. En líneas generales, *R. norvegicus* es la rata que provoca más daños, sobre todo destruyendo los márgenes de acequias, azarbes y alrededores inmediatos de las compuertas de control del agua, así como las bases de los muros de las construcciones humanas, por la excavación de madrigueras. También, este roedor puede incidir en la contaminación de forrajes en almacenes de piensos y granjas de cerdos y aves e incluso de alimentos para consumo humano en mataderos municipales, fábricas de embutidos y de conservas, por su mordisqueo o por el contacto con su orina o sus heces. En cambio, *R. rattus*, debido a sus costumbres más silvestres y a su tendencia a nidificar sobre los árboles (FAUS y VERICAD, 1981; FAUS, 1990), sería respectivamente la responsable principal de los daños locales en las edificaciones rurales y de la defoliación parcial de muchos frutales y de la ingestión de sus frutos. Esta especie se ha observado en los tejados y partes altas de las granjas de cerdos, así como sus nidos aéreos sobre *Phoenix* sp., *C. aurantium*, *Pinus* sp., setos de cipreses (*Cupressus sempervirens* L.), *C. limon* y membrilleros (*Cydonia oblonga* Mill.). No obstante, como *R. norvegicus* y *R. rattus* coexisten en muchos emplazamientos, por ejemplo en palmerales y granjas de animales domésticos, ambas serían responsables de los daños originados. En menor cuantía, pues su presencia no parece ser tan patente, *A. sapidus* causaría destrozos principalmente en las orillas de las acequias y azarbes por su actividad excavadora de madrigueras subterráneas.

Los problemas de los ratones pertenecientes a la especie *M. musculus* se centran en la contaminación de alimentos y roturas de sacos y embalajes en emplazamientos humanos como almacenes de piensos, de abonos y granjas de aves. En cambio, *M. spretus* puede causar pequeños daños muy localizados en algunas plantaciones hortícolas. Otros emplazamientos donde *Mus* sp. motivaría molestias similares son las fábricas de embutidos y las granjas de cerdos, y habría que controlar su presencia en los vertederos municipales y el río Segura pues éstos podrían constituir focos de dispersión hacia emplazamientos vecinos.

TABLA 7

	NIVEL DE INFESTACIÓN	ESPECIE	EMPLAZAMIENTO	DAÑOS OBSERVADOS					
				Ca	F	Ma	Me	Mu	Na
Albatera	3.67	ratas <i>R. norvegicus</i> <i>Mus sp.</i>	Depuradora municipal Fábrica de embutidos		P.g. P.g.		+		
Algorfa	7.80	<i>R. norvegicus</i> <i>R. norvegicus</i> <i>Mus sp.</i> ratas	Acequia de Alquibia Río Segura Almacén de piensos Azarbe el Azarbón				+		+
Almoradí	7.17	<i>R. rattus</i> <i>R. rattus</i> <i>Mus sp.</i> <i>R. norvegicus</i> <i>R. norvegicus</i>	Vaquería Palmeral Almacén de piensos Alcachofal Fábrica de conservas			+	+		Ph. Ph. Cy.o.
Benejúzar	10.58	<i>R. norvegicus</i> <i>R. norvegicus</i> <i>R. norvegicus</i> <i>R. norvegicus</i>	Vertedero municipal Granja de cerdos Río Segura Depuradora Municipal			+	+		+
Benferri	3.31	<i>R. norvegicus</i> ratas	Vertedero municipal 1 Vertedero municipal 2				+		+
Benijófar	7.11	<i>R. norvegicus</i> <i>R. rattus</i>	Vertedero municipal						Ph. P.
Bigastro	7.56	<i>R. norvegicus</i> <i>R. norvegicus</i> ratas	Vertedero municipal Matadero municipal Azarbe Huerta de Caballos			+	+		+
Callosa de Segura	6.58	<i>R. norvegicus</i> <i>M. musculus</i> <i>R. norvegicus</i> <i>A. sapidus</i> <i>R. norvegicus</i> <i>R. rattus</i>	Granja de aves Azarbe Moncada Granja de cerdos			+	+	+	+
Catral	6.31	ratas <i>R. norvegicus</i> <i>R. rattus</i> <i>Mus sp.</i>	Azarbe de la Palmera Palmeral vertedero municipal				+		Ph.
Cox	6.36	<i>R. norvegicus</i> <i>R. norvegicus</i> <i>R. rattus</i>	Vertedero municipal Palmeral				+		+
Daya Nueva	7.63	<i>Mus sp.</i> <i>R. norvegicus</i>	Granja de cerdos Azarbe de las Cruces			+	+		+
Daya Vieja	7.22	<i>A. sapidus</i> <i>R. norvegicus</i> <i>R. rattus</i> <i>A. sapidus</i>	Azarbe del Recibidor Estación hidráulica		C.a. S.t.		+		C.a.
Dolores	5.50	ratas <i>A. sapidus</i>	Almacén de piensos y abonos Azarbe de Enmedio Alcachofal			+		+	

TABLA 7 (Continuación)

	NIVEL DE INFESTACIÓN	ESPECIE	EMPLAZAMIENTO	DAÑOS OBSERVADOS						
				Ca	F	Ma	Me	Mu	Na	
Formentera del Segura	7.14	<i>R. norvegicus</i>	Río Segura							
		ratas	Granja de cerdos	+			+			
		<i>R. rattus</i>	Azarbe del Recibidor						C.a.	
		<i>R. norvegicus</i>	Patatal				+			
Granja de Rocamora	4.73	<i>R. norvegicus</i>	Vertedero municipal					+		
		<i>R. rattus</i>	Palmeral		Ph.			+	Ph.	
		<i>R. norvegicus</i>	Acequia de Arriba					+		
Guardamar del Segura	5.00	<i>R. norvegicus</i>	Fábrica de FEMSA					+		
		<i>A. sapidus</i>								
		<i>R. rattus</i>	Limonar		C.s.		+		C.s.	
						C.a.				
		<i>R. rattus</i>	Pinar		P.		+	P.		
Jacarilla	4.79	<i>R. norvegicus</i>	Vertedero municipal					+	+	
		<i>M. musculus</i>								
Orihuela	4.85	<i>R. norvegicus</i>	Vertedero municipal 1					+	+	
		<i>R. norvegicus</i>	Río Segura					+	+	
		<i>M. musculus</i>	Almacén de piensos	+			+	+	+	
		ratas	Vertedero municipal 2					+		
Rafal	7.00	<i>R. norvegicus</i>	Vertedero municipal					+		
		<i>R. norvegicus</i>	Limonar					C.I.	+	C.I.
		ratas	Azarbe de las Suertes	+						
		ratas	Fábrica de conservas	+			+	+		
Redován	3.93	<i>R. norvegicus</i>	Fábrica de embutidos	+			+	+	+	
		<i>R. norvegicus</i>	Depuradora municipal					+		
Rojales	7.17	<i>R. norvegicus</i>	Río Segura					+		
		<i>M. musculus</i>								
		<i>M. spretus</i>								
		<i>R. rattus</i>	Palmeral					+	Ph.	
		ratas	Alcachofal					+		
		ratas	Acequia de la Alcudía					+		
San Fulgencio	6.40	ratas	Limonar					+		
		<i>R. norvegicus</i>	Azarbeta la Roca					+		
		<i>R. norvegicus</i>	Tomatal					+		

Tabla 7.— Daños ocasionados por las ratas y los ratones en los emplazamientos más infestados en los términos municipales de la Vega Baja del río Segura. Se indica un nivel de infestación municipal resultante de sumar los valores de las observaciones directas e indirectas de todos los emplazamientos y dividir por el número total de éstos. Las abreviaturas de los daños se definen como sigue: Ca: contaminación de piensos y alimentos; F: frutos comidos (P.g. granadas; C.a. naranjas; S.t. patatas; Ph. dátiles; C.s. conos de ciprés y P. conos de pino); Ma: destrucción de márgenes de azarbes colindantes por excavación de madrigueras; Me: daños en sacos de piensos, abonos y embalajes de alimentos; Mu: destrucción de muros por excavación de madrigueras; y, Na: defoliación de árboles por construcción de nidos aéreos de *R. rattus* (Ph. *Phoenix* sp., Cy.o. *Cydonia oblonga* Mill., P. *Pinus* sp., C.a. *C. aurantium*, C.s. *C. sempervirens* y C.I. *C. limon*).

Encuesta

La encuesta realizada sobre roedores comensales se ha dirigido al público en general, pero de manera especial a los agricultores de la comarca. Para ello, se diseñó un modelo original donde se cuestionaba en todos los grupos de clasificación del medio físico el tipo de roedor observado, su abundancia relativa, el lugar de observación (suelo o sitios elevados), las técnicas de control utilizadas y algunas consideraciones sobre este último factor. Los resultados correspondientes se presentan en la Tabla 8. Sobre el total de 100 cuestionarios recogidos, el número de respuestas por término municipal ha sido el siguiente: 7 en Almoradí, Dolores y Orihuela; 6 en Guardamar del Segura; 5 en Benejúzar, Cox, Formentera del Segura, Jacarilla y Rojales; 4 en Albatera, Algorfa, Benijófar, Bigastro, Callosa de Segura, Catral, Daya Nueva, Redován y San Fulgencio; y, 3 en Benferri, Daya Vieja, Granja de Rocamora y Rafal. Ante todo, cabe comentar que la denominación de las ratas y los ratones es confusa, pues las primeras son

TABLA 8

	MU1	MU2	MR1	MR2	MR3	MR4	TOTAL
OBSERVACIÓN DE ROEDORES							
ratas	9	16	6	26	12	5	74
ratones	6	0	0	1	0	0	7
ratas+ratones	6	5	0	5	2	1	19
SÍ muchos	8	15	4	16	9	5	57
pocos	13	6	2	16	5	1	43
NO (ninguno)	0	0	0	0	0	0	0
LUGAR DE OBSERVACIÓN							
suelo	21	17	6	18	11	5	78
sitios elevados	0	4	0	14	3	1	22
TÉCNICAS DE CONTROL							
manual	0	0	0	0	1	1	2
cepos	0	0	0	1	0	0	1
veneno	20	19	5	29	13	5	91
otras	1	2	1	2	0	0	6
ALTERNATIVAS DE CONTROL							
no	3	6	1	2	1	1	14
ignora	1	3	1	3	0	1	9
misma técnica	7	5	2	15	1	1	31
técnica diferente	10	7	2	12	12	3	46
TOTAL	21	21	6	32	14	6	100

Tabla 8.— Respuestas a la encuesta efectuada sobre el tipo de roedores observados, su abundancia relativa, el lugar de observación (suelo o sitios elevados), las técnicas de control utilizadas y alternativas a este factor en los emplazamientos inspeccionados en la Vega Baja del río Segura.

conocidas mayoritariamente en la región por el nombre de ratones debido a su gran tamaño, mientras que los segundos se llaman ratas porque son más pequeños. En consecuencia, no es de extrañar que a nivel específico el desconocimiento taxonómico sea casi absoluto. Evidentemente, este hecho se ha tenido en cuenta a fin de evaluar correctamente las contestaciones de la encuesta. Según las respuestas recibidas, la opinión pública manifestó que las ratas (74 respuestas) suscitan una mayor problemática que los ratones (7), siendo la abundancia relativa de unos y otros poco variable, aunque en ningún caso se registró su ausencia absoluta. Se han comprobado más observaciones en el suelo (78) que en sitios elevados (22), correspondiendo respectivamente a las especies *R. norvegicus*, *A. sapidus* y *Mus* sp. y a *R. rattus*. En el suelo los emplazamientos más usuales donde se verificaron las observaciones han sido los márgenes de acequias y azarbes, los muros de granjas de animales, almacenes de piensos y de abonos, desagües, vertederos de basuras, paredes de casas de campo, cañaverales de *A. donax*, márgenes de caminos rurales y carreteras, orillas del río Segura, palmerales, muros de fábricas de embutidos y de conservas, depuradoras de agua y mataderos municipales. En sitios elevados cabe mencionar las vigas, techumbres y tuberías situadas en lo alto de granjas de animales y almacenes de piensos y de abonos, los nidos aéreos de *R. rattus* sobre *C. aurantium*, *Phoenix* sp., moreras (*Morus nigra* L.), setos de *C. sempervirens*, *C. limon*, *P. dulcis* y techumbres de fábricas de conservas. Los métodos de control más empleados para combatir a los roedores son mayoritariamente los venenos raticidas (91) y, en menor número, otros tipos de control como la ayuda de perros (*Canis familiaris* Linnaeus, 1758) y gatos domésticos (*Felis catus* Linnaeus, 1758) y la caza con armas de fuego (6), a golpes (2) y con cepos (1). Las alternativas sugeridas por muchas personas entrevistadas consideran oportuno un cambio de los métodos aplicados (46), aunque parte de ellas (31) prefieren seguir con las técnicas ya utilizadas.

DISCUSIÓN

La realización del presente trabajo en la Vega Baja del río Segura ha verificado la presencia generalizada de roedores como *R. norvegicus*, *R. rattus*, *A. sapidus*, *M. musculus* y *M. spretus*. Otras especies que también se han encontrado en la comarca son *E. quercinus*, *A. sylvaticus* y *M. duodecimcostatus* (VERICAD, ESCARRÉ y RODRÍGUEZ, 1976). La importancia faunística de los roedores comensales radica en que algunos como *R. norvegicus* y *R. rattus* constituyen posibles plagas para agricultura y salud pública por sus tendencias antropófilas (BROOKS, 1973), mientras que otros como *M. musculus* y *M. spretus* son presas básicas de la dieta de rapaces como *T. alba* (VERICAD, ESCARRÉ y RODRÍGUEZ, 1976; FAUS y GIL-DELGADO, 1987).

La distribución geográfica de las tres de rata abarca prácticamente todo el territorio, lo mismo que la de los ratones aunque sobre éstos falte infor-

mación suficiente. Según las observaciones directas de los animales, *R. norvegicus* sólo está ausente de Dolores, *R. rattus* falta en Benejúcar, Benferri, Benijófar, Bigastro, Callosa de Segura, Daya Nueva, Jacarilla, Orihue-la, Redován, Rafal y San Fulgencio, considerando además los nidos aéreos y las citas bibliográficas, y *A. sapidus* sólo se encuentra en Callosa de Segura, Daya Vieja, Dolores y Guardamar del Segura. Sin embargo, teniendo en cuenta también las observaciones indirectas, las tres especies parecen extenderse por todos los municipios exceptuando Bigastro y Benferri donde se ausentan respectivamente *R. rattus* y *A. sapidus*. Esta difusión tan amplia se debe a dos factores. Por un lado, a las necesidades ambientales de las especies: *R. norvegicus* habita preferentemente zonas bajas, con temperaturas moderadas y disposición constante de agua, adaptándose fácilmente al medio urbano y a la vida semiacuática en el medio rural; *R. rattus* se instala tanto en las poblaciones humanas como en el campo, debido a su carácter comensal y a su versatilidad ecológica; y, *A. sapidus* queda restringida a las masas fluviales de curso permanente (GOSÀLBEZ *et al.*, 1985). Y, por otro, a que la extensa red de acequias y azarbes que dividen gran parte de la comarca, en otros tiempos una antigua zona pantanosa (LÓPEZ GÓMEZ, 1977), favorece su dispersión. En consecuencia, estos roedores son frecuentes en los cultivos hortícolas que se sitúan a ambas orillas del río, como sucede en arrozales, lagos y marismas de otras regiones costeras (VALVERDE, 1967; FAUS, 1985a, b; CONTE, 1986; VENTURA, 1988). En cuanto a los ratones, al igual que *R. norvegicus*, *M. musculus* está ligado estrictamente a los habitáculos humanos y a las cercanías del agua, contrariamente a *M. spretus* que tiende a ocupar biotopos más áridos (FAUS, 1985b; GOSÀLBEZ *et al.*, 1985).

La ocupación de los diferentes tipos de emplazamiento por las ratas tiende a ser mayoritaria en los situados en un corto radio de acción de influencia humana alrededor de los núcleos urbanos y los de carácter más natural. Esto indica una gran diversidad de preferencias en la expansión de los roedores y su alto nivel de adaptación al medio físico del territorio estudiado, limitadas lógicamente por las aptitudes biológicas de cada especie. Por un lado, *R. norvegicus* abunda en los vertederos municipales de basuras ubicados frecuentemente cerca de las poblaciones (FAUS, 1985c; SANTINI *et al.*, 1985) y *R. rattus* ocupa emplazamientos más silvestres como los palmerales (FAUS, 1990). Por otro, *A. sapidus* tiende a distribuirse en los emplazamientos periurbanos y en los cursos de agua alrededor de las construcciones habitadas o no del medio rural; esto no indicaría ninguna tendencia comensal de la especie sino que la red de acequias y azarbes llega incluso a lugares altamente antropizados, así como el origen y el carácter eminentemente agrícola de la comarca. Respecto a *M. musculus* parece ser que es un roedor que siempre va unido a la presencia del hombre, hallándose por doquier en los pueblos y casas de campo, mientras que *M. spretus* se inclina por emplazamientos más asilvestrados. Según el análisis matemático efectuado sobre las variables tipos de medio físico y de emplazamientos, distancias al río Segura y especies de rata, se concluye una dependencia

general entre ellas. En primer lugar, las distancias al río condicionan lógicamente la presencia de cultivos de regadío o de secano, porque los primeros necesitan el agua de modo frecuente y abundante, al contrario que los segundos, lo que obliga respectivamente a su explotación cerca o lejos del cauce fluvial. En segundo lugar, la presencia de una u otra especie de rata no depende de que el medio físico sea urbano o rural, resultado que confirma una distribución uniforme de los roedores, y tampoco de las distancias al río. Sin embargo, si consideramos los diversos tipos de emplazamiento en un medio y otro, sí existe una asociación de éstos con las especies de rata y las distancias al río, lo que se entiende por las tendencias ecológicas de cada roedor.

Los roedores típicamente comensales como *R. norvegicus*, *R. rattus* y *M. musculus* producen daños principalmente en los lugares habitados por el hombre, bien sea en los pueblos o en el campo. En los primeros, tanto ratas como ratones causan pérdidas económicas al destruir alimentos y materiales almacenados en fábricas de embutidos y almacenes de piensos, con el consiguiente peligro sanitario; mientras, en las industrias *R. rattus* deteriora los tejados, *R. norvegicus* los desagües y ambas especies afectarían al sistema de cableado eléctrico. En el segundo, los daños son variados: las tres especies proliferan en fábricas de conservas y granjas de animales domésticos ocasionando todo tipo de desperfectos; *R. norvegicus* y *A. sapidus* destruyen los márgenes de muchos canales de riego y azarbetas alrededor de las parcelas de cultivo, al igual que señalan GOSÁLBEZ *et al.* (1984) en el Delta del Ebro (Tarragona); *R. norvegicus* y *R. rattus* merman las cosechas hortofrutícolas directamente al comer productos como naranjas, granadas, dátiles, limones, patatas y conos de ciprés y de pino; y, *R. rattus* contribuye a la defoliación de los frutales por la construcción de sus nidos aéreos (FAUS, 1990). Este último roedor también ocasiona graves pérdidas en las plantaciones de caña de azúcar del sur de la Península Ibérica (ZAMORANO, PALOMO y VARGAS, 1988) y daña los palmerales de cocos en las regiones tropicales (TAYLOR, 1972; JACKSON, 1977; WILLIAMS, 1985). Aunque *A. sapidus* se halla distribuida por la huerta, no se puede considerar estrictamente comensal porque su alimento preferido son las plantas silvestres acuáticas (CONTE *et al.*, 1985; VENTURA, 1988), lo mismo que *M. spretus* por su dieta esencialmente granívora. Otros roedores que tampoco viven directamente a expensas del hombre, pero que pueden causar daños locales son *E. quercinus*, *A. sylvaticus* y *M. duodecimcostatus*. Los dos primeros se extenderían con preferencia en los cultivos de secano donde incidirían en los frutos almacenados de las casas de campo y en áreas de repoblación forestal (ASHBY, 1959). Según observaciones inéditas del autor, *M. duodecimcostatus* causa plagas endémicas en plantaciones jóvenes de *C. aurantium* de localidades valencianas como Llíria y Castelló de la Ribera; este micrótido roe las raíces de los naranjos llegándoles a causar su muerte, hecho que puede repetirse en las zonas citrícolas alicantinas donde se distribuya la especie.

El conocimiento específico de los roedores por los habitantes de la comarca es escaso y confuso. Sin embargo, existe una motivación evidente de la opinión pública por los daños causados tanto en los emplazamientos humanos de los pueblos como en los cultivos agrícolas, considerando a las ratas más perjudiciales que a los ratones. Las técnicas de control empleadas mayoritariamente son los venenos rodenticidas a base de anticoagulantes y casi la mitad de las personas encuestadas son partidarias de cambiar el método empleado habitualmente, siendo ésto quizás consecuencia de la ineficacia de los productos utilizados y de las campañas de desratización realizadas hasta la actualidad.

Finalmente, a fin de evitar la proliferación y el impacto ambiental de los roedores comensales tanto en el aspecto económico como sanitario, se aconsejan algunas medidas alternativas de carácter paliativo y resolutivo. A corto plazo, se recomienda el desbroze periódico de los palmerales, de los márgenes y la higienización del agua del río Segura, de las acequias y azarbes grandes, sobre todo a su paso por los pueblos, así como prohibir el vertido de residuos sólidos de procedencia doméstica y animales muertos a los cursos de agua. A medio plazo, se aconseja continuar con las medidas ya iniciadas y la erradicación de los vertederos municipales incontrolados. Y, a largo plazo, se sugiere también seguir con las normas anteriores y la canalización de acequias y azarbes, tanto en el interior como en las cercanías de las poblaciones, y la realización de los programas de control de roedores más adecuados que contemplen la inclusión de técnicas químicas y biológicas. Para ello, según las medidas a adoptar, habría que tener presente la colaboración de técnicos especializados que elaborasen los informes previos correspondientes a cada caso.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi sincero agradecimiento a aquellas personas y entidades que han hecho posible la realización del presente trabajo. A la Caja de Ahorros de Alicante y Murcia, a través del Patronato "Ángel García Rogel" de Orihuela, la subvención del mismo mediante una beca de investigación. A la Cámara Agraria Provincial de Alicante y a J. M. Lloréns, Ingeniero Agrónomo, las facilidades ofrecidas. Al Dr. J. R. Vericad, Investigador Científico del C.S.I.C., las sugerencias aportadas. Y, al Dr. J. R. Acuña, Profesor Numerario de la Facultad de C.C. Biológicas de la Universitat de València, la ayuda prestada en el tratamiento matemático de los datos.

BIBLIOGRAFÍA

- ARATA, A. A., 1977. Resumée de la Conférence conjointe FAO/OMS/OEPP sur les rongeurs importants en agriculture et pour la Santé publique. *Bull. OEPP*, 7 (2): 159-162.
- ASHBY, K. R., 1959. Prevention of regeneration of woodland by field mice (*Apodemus sylvaticus* L.) and voles (*Clethrionomys glareolus* Schreber and *Microtus agrestis* L.). *Q.J. For.*, 63 (3): 228-236.
- BERRY, R. J., 1981. Town Mouse, Country mouse: adaptation and adaptability in *Mus domesticus* (*M. musculus domesticus*). *Mammal. Rev.*, 11 (3): 91-136.
- BROOKS, J. E., 1973. A review of commensal rodents and their control. *CRC Crit. Rev. Environ. Control*, 3 (4): 405-453.
- BROOKS, J. E.; ROWE, F. P., 1979. *Commensal rodent control*. Unpublished document. WHO/VBC/79.726, 109 pp.
- CAJA DE AHORROS DE ALICANTE Y MURCIA, 1980. Alicante 1980. Datos y series estadísticas. *Ser. Pub. Caja de Ahorros de Alicante y Murcia*, Alicante, 147 pp.
- CONTE, L., 1986. Estudio biológico de la rata común, *Rattus norvegicus* Berkenhout 1769, en el Delta del Ebro (Tarragona). Tesis de licenciatura, Universidad de Barcelona, 243 pp.
- FISAS, A.; VENTURA, J.; DE SOSTOA, F. J., 1985. Estudio de la dieta alimentaria de *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae) en el Delta del Ebro (Tarragona). *VII Reunión Bienal R. Soc. Esp. Hist. Nat.* (Barcelona, 16-20 Sept. 1985): 240.
- FAUS, F. V., 1985a. Los mamíferos de la Dehesa del Saler, la Albufera de Valencia y sus arrozales circundantes: II. Catálogo de especies. *VII Reunión Bienal R. Soc. Esp. Hist. Nat.* (Barcelona, 16-20 Sept. 1985): 251.
- 1985b. Los mamíferos de la Dehesa del Saler, la Albufera de Valencia y sus arrozales circundantes: I. Distribución geográfica. *VII Reunión Bienal R. Soc. Esp. Hist. Nat.* (Barcelona, 16-20 Sept. 1985): 252.
- 1985c. La fauna de vertebrados terrestres en vertederos urbanos de la provincia de Valencia. I. Inventario de especies. *VII Reunión Bienal R. Soc. Esp. Hist. Nat.* (Barcelona, 16-20 Sept. 1985): 256.
- 1990. Vegetal supports for the aerial nesting of Black rat (*Rattus rattus*) in the East of Spain. *Mammalia*, 54 (1): 147-152.
- y VERICAD, J. R. 1981. Sobre nidos aéreos de rata negra, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), en el naranjal saguntino (Valencia). *Mediterránea* 5: 67-96.
- y GIL-DELGADO, J. A., 1987. Contribución al conocimiento de la dieta de *Tyto alba* en el Levante ibérico. *Actas VII Bienal R. Soc. Esp. Historia Natural, Pamplona*: 157-166.
- GOSÁLBEZ, J., 1979. La Fauna dels Països Catalans, en *Geografia física dels Països Catalans* (Panareda y Nuet eds.), Ed. Ketrés, Barcelona, 226 pp.
- BARRIOS, G.; FABREGUES, C.; GÖTZENS, G.; RUÍZ, S.; TORRELL, A., 1984. La rata común, *Rattus norvegicus*, en el Delta del Ebro. Daños ocasionados y eficacia de la campaña de desratización. *Agricultura*, 628: 900-904.
- LÓPEZ FUSTER, M. J.; GÖTZENS, G.; SANS COMA, V., 1985. El poblament dels petits mamífers (Insectívora i Rodentia) a Catalunya. Requeriments ambientals i distribució geogràfica. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.*, 52 (Sec. Zool., 6): 209-230.
- GRATZ, N. G., 1984. The global public health importance of rodents, in *The organization and Practice of Vertebrate Pest Control*. Ed. A. C. Dubock, ICI Plant Protection Division: 413-435.
- INSTITUTO GEOGRÁFICO Y MINERO DE ESPAÑA, 1978. Las cuencas media y baja del río Segura, En *Plan Nacional de Investigación de Aguas Subterráneas*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.
- JACKSON, W. B., 1977: Evaluation of rodent depredations to crops and stored products. *EPPA Bull.*, 7 (2): 439-458.
- JIRSIK, J., 1955. Die Hausratte, *Rattus rattus* (Lineé, 1758) wieder in de Tschechoslowaquei. *Säugetierk. Mitt.*, 3: 21-29.
- KAHMANN, H.; HAEDRICH, B., 1957. Eine Untersuchung an *Rattus rattus* Linnaeus, 1758 (Mam., Rod.) auf der Insel Korsika. *Zool. Anz.*, 158: 233-257.
- LÓPEZ GÓMEZ, A., 1977. *Geografía de les terres valencianes*. Ed. 3 i 4 (Papers bàsics), Valencia, 263 pp.
- PANAREDA, J. M.; NUET, J., 1979. El clima i les aigües del Paísos Catalans, en *Geografia física dels Països Catalans* (Panareda & Nuet eds.), Ed. ketrés, Barcelona, 226 pp.

- PELIKAN, J., 1981. Patterns of reproduction in the house mice, en *Biology of the House Mouse* (Ed. R. J. Berry). Symposia of the Zoological Society of London. Academic Press, London, 47: 205-229.
- SANTINI, L.; CROVETTI, A.; MALFATTI, P.; CHESI, F., 1985. Contributi al controllo di roditori nocivi alle aree urbane e suburbane. I. Bonifica delle discariche di rifiuti solidi da *Rattus norvegicus* Berk. (Rodentia, Muridae). *REDIA*, 68: 523-570.
- SCHWARZ, E.; SCHWARZ, H. K., 1943. The wild and commensal stocks of the house mouse, *Mus musculus* Linnaeus. *J. Mammal.*, 24: 59-72.
- SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J., 1979. *Estadística para biólogos*. H. Blume Ediciones, Madrid, 832 pp.
- TAYLOR, K.D., 1972. Rodent problems in tropical agriculture. *PANS*, 18 (1): 81-88.
- TELLE, H. J., 1966; Beitrag zur Kenntnis der Verhaltensweise von Ratten, vergleichend dargestellt bei, *Rattus norvegicus* und *Rattus rattus*, *Z. Ang. Zool.*, 53: 129-196.
- VALVERDE, J. A., 1967. Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres. *Mon. Est. Biol. Doñana*, 1: 218 pp.
- VENABLES, L. S. V.; LESLIE, P. H., 1942. The rat and mouse populations of corn ricks. *J. Anim. Ecol.*, 11: 44-68.
- VENTURA, J., 1988. Contribución al conocimiento del género *Arvicola* Lacépède, 1799, en el nordeste de la Península Ibérica. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona (Memoria inédita).
- VERICAD, J.R.; ESCARRÉ, A.; RODRÍGUEZ, E., 1976. Datos sobre la dieta de *Tyto alba* y *Bubo bubo* en Alicante (SE de Iberia). *Mediterránea*, 1: 49-59.
- WILLIAMS, J. M., 1985: Interrelationships and impact on agriculture of *Rattus* species in the tropical South Pacific. *Acta Zool. Fennica*, 173: 129-134.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1974. Ecology and control of rodents of public health importance. *Wld. Hlth. Org. Technn. Rep. Ser.*, 553: 42 pp.
- YALDEN, D. W., 1980. Urban small mammals. *J. Zool. London*, 191: 403-406.
- ZAMORANO, E.; PALOMO, L.; VARGAS, J., 1988. La rata negra (*Rattus rattus* Linneo, 1758) como plaga de los cultivos ibéricos de caña de azúcar. Detección, estima y control de los daños ocasionados. *Bol. San. Veg. Plagas*, 14: 227-240.

NORMAS PARA LOS AUTORES

MEDITERRÁNEA, Serie de Estudios de Biología, publicará preferentemente trabajos científicos que referencien su contenido a temas de ECOLOGÍA TERRESTRE en el ámbito de la cuenca mediterránea. La Redacción de *Mediterránea* se reserva, en todo momento, la opinión y decisión de incluir cada uno de los trabajos mencionados en el ámbito geográfico y de contenido que se citan.

El envío de los originales se hará, para facilitar las tareas de edición y la labor de los Comités, en soporte magnético (diskettes 3½) y mediante texto procesado en WP 5.0, 5.1; WORD; o en soporte ASCII. Acompañarán a este envío, original y copia en papel del trabajo en cuestión, así como las ilustraciones originales acompañadas de una copia, y facilitará el agrupamiento de volúmenes el envío de originales en el primer trimestre del año.

Antes de su aceptación, los artículos serán revisados por especialistas del tema y examinados por miembros del Comité Editorial, tras lo cual podrá proponerse a los autores que introduzcan las últimas modificaciones.

Se subrayará sólo las palabras que deben de ir en cursiva.

En el encabezamiento figurarán, título, nombre de los autores con expresión de sus direcciones a pie de página, resumen en español y en inglés y palabras clave.

En el texto se señalará a lápiz la posición que deben de ocupar las figuras y tablas.

Los encabezamientos de capítulos irán en mayúscula al borde. Las divisiones de menor categoría irán en minúsculas. Todos los encabezamientos se espaciarán convenientemente para que destaquen. Se evitarán en lo posible numeraciones de los capitulos.

Las tablas y figuras, así como el montaje de fotografías guardarán proporción con el tamaño de caja (12 × 18). Su presentación suficientemente nítida para su reproducción, especialmente en los casos que sea precisa la reducción. Unas y otras figurarán fuera de texto.

La escala de figuras y fotografías será gráfica.

Los pies de las ilustraciones se presentarán en folios aparte convenientemente numerados.

Toda la ilustración en color correrá a cargo de los autores.

Los autores se encargarán de la corrección de galeras, siendo de ellos la responsabilidad final de los posibles errores.

Se entregarán 25 ejemplares de separata por trabajo.

Las referencias bibliográficas dentro de texto irán en mayúsculas: "...según JIMÉNEZ DE CISNEROS (1906)..." o bien "... de acuerdo con autores precedentes (JIMÉNEZ DE CISNEROS, 1906)..."



CAM

**Fundación
Cultural**



**UNIVERSIDAD
DE ALICANTE**