

EFFECTOS DE LA GESTION DEL MONTE SOBRE LA AVIFAUNA DE UNA LOCALIDAD MEDITERRANEA (QUINTOS DE MORA, MONTES DE TOLEDO)

GEORGINA ALVAREZ¹ y T. SANTOS²

RESUMEN

Se estudian los efectos de una gestión continuada del monte sobre las comunidades nidificantes de aves de una localidad mesomediterránea (Quintos de Mora, Montes de Toledo). Las prácticas silvícolas aplicadas fueron muy diversas, incluyendo talas, aclareos, rozas, desbroces y la repoblación con pinos. Las mayores densidades y riquezas de aves se registraron en los maquis bien conservados. En éstos, las variables más asociadas con la densidad y la riqueza fueron las coberturas de *Quercus pyrenaica*, *Q. faginea* y *Erica* spp, y la cobertura de matorral de 1 a 2 m. En los pinares, la altura del arbolado, la cobertura de ramas en el suelo y la cobertura y altura del sotobosque también se asociaron con elevados valores de densidad y riqueza de aves. La estructura y composición de la vegetación explicaron entre un 38 y un 93% de la variación en la densidad de 16 especies de aves nidificantes en Quintos de Mora. Se apunta, en consecuencia, la posibilidad de prever una parte sustancial de los efectos de tipos concretos de gestión, así como de modificar de forma controlada la composición y estructura de las comunidades aviares manejando el hábitat. Se sugiere también la conveniencia de la conservación del monte autóctono, así como del sotobosque de los pinares, lo que exigiría realizar el manejo de los mismos de forma muy selectiva.

INTRODUCCION

Desde que MACARTHUR y MACARTHUR (1961) establecieran la relación entre la diversidad vertical del follaje y la estructura de las comunidades de aves, se ha profundizado extensamente en los rasgos vegetales seleccionados por distintos grupos animales, así como en los cambios poblacionales y de organización de las comunidades relacionados con la sucesión vegetal (ROBINSON y HOLMES, 1984; GERELL, 1988; GRIFFITH y PEEK, 1989). En los hábitats forestales, la deforestación ha transformado el paisaje en un mosaico colonizado por comunidades animales muy distintas en función de la estructura, composición y tamaño de los fragmentos resultantes (HELLE, 1985). Los efectos sobre la fauna forestal se incrementan con la pro-

ducción y extracción de madera comercial, que ocasionan una alteración drástica de la composición específica del arbolado y de su densidad, así como de los volúmenes de follaje (FRAZREB, 1983; DICKSON *et al.*, 1983; MONTHEY, 1984; THOMAS *et al.*, 1988). Aunque se cuenta con estudios de la influencia de diversas formas de tala, entresaca y desbroce sobre distintos animales, especialmente en aves (CRAWFORD *et al.*, 1981; YAHNER, 1982; DICKSON *et al.*, 1983; HORN, 1984), los efectos de la silvicultura sobre la fauna y la flora siguen actualmente poco documentados (THOMAS *et al.*, 1988).

En este trabajo se estudian las comunidades de aves reproductoras en una serie de vegetación mesomediterránea con distinto grado de conservación, incluyendo repoblados de pinos sometidos a diversos tipos de manejo, y se analizan las relaciones entre la estructura de la vegetación y la organización de dichas comunidades.

¹ ICONA, Gran Vía de San Francisco, 4, 28005 Madrid.

² Departamento de Biología Animal (Vertebrados), Facultad de Biología, Universidad Complutense, 28040 Madrid.

La influencia del manejo del hábitat y en especial de las repoblaciones con exóticas sobre las comunidades aviares cuenta ya con numerosos estudios en España, pero la mayoría son de enfoque fisonómico y están restringidos al norte (TELLERÍA, 1980; BONGIORNO, 1982; FERNÁNDEZ y GALARZA, 1986; POTTI, 1986; CARRASCAL y TELLERÍA, 1990; SANTOS y ALVAREZ, 1990; TELLERÍA y GALARZA, 1990). Por tanto, apenas se conocen las respuestas cuantitativas de las comunidades de aves mediterráneas a los cambios de la vegetación en general, y a las repoblaciones con pinos en particular. En el presente trabajo se exploran dichas respuestas, analizando los efectos del manejo forestal sobre los parámetros más característicos de las comunidades aviares (densidad, riqueza y diversidad). Asimismo, se intenta identificar los efectos de dicho manejo sobre la abundancia de las diferentes especies de aves, mediante modelos predictivos obtenidos a partir de la estructura y composición de la vegetación.

AREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en Quintos de Mora, un territorio montañoso, de unas 6.800 ha de extensión, que ocupa elevaciones de 800 a 1.300 m en las estribaciones orientales de los Montes de Toledo (provincia de Toledo). El clima, mediterráneo continental, presenta valores anuales medios de 15° C de temperatura y 482 mm de precipitación. La vegetación autóctona corresponde a una serie mesomediterránea, con la encina *Quercus ilex*, el quejigo *Q. faginea* y el madroño *Arbutus unedo* como prin-

cipales especies arbóreas (PEINADO y MARTÍNEZ, 1985). La vegetación actual se encuentra en diferentes estados de degradación. Las formaciones de matorral (0-2 m) y arbustivas (2-4 m) dominan sobre unas 4.200 ha montañosas, y los pastos, siembras de cereal y formaciones arbóreas acompañadas por un estrato de matorral de muy baja cobertura, sobre unas 2.600 ha llanas. Cerca de 2.600 ha fueron repobladas con pinos, principalmente *Pinus pinaster* y *P. pinea*, cuya gestión ha originado un mosaico de hábitats. Esta se ha orientado a la eliminación del matorral y a la reducción de la cobertura del follaje, aproximadamente de un 70 a un 30-40%; el ramaje cortado se acumulaba temporalmente en el suelo, y la extracción de la madera producía pérdidas de sotobosque en las áreas montañosas.

MATERIAL Y METODOS

Durante las primaveras de 1986, 1987 y 1990 se censaron las aves territoriales (los paseriformes fueron más del 95%) mediante estaciones de escucha cuantitativas (IPAs) de 50 metros de radio y cinco minutos de duración (BLONDEL *et al.*, 1970; TELLERÍA, 1986), distribuidas según un muestreo estratificado en cuatro hábitats de vegetación autóctona y cinco hábitats de pinar. Se tomaron un total de 285 IPAs, en 26 líneas de censo repartidas por todo el área de estudio, cada una correspondiente a un solo tipo de hábitat. El número de IPAs y las superficies censadas por hábitats se muestran en la Tabla I. Los códigos y los principales rasgos fisonómicos de los nueve estratos de hábitat considerados se exponen en el Apéndice I.

TABLA I
TAMAÑOS DE MUESTRA (NUMERO DE IPAs Y HECTAREAS CENSADAS) Y PARAMETROS DE LAS COMUNIDADES DE AVES EN LOS NUEVE HABITATS ESTUDIADOS

	MA	MB	DC	DA	P	PB	PR	PP	PD	PM	PA
D	100,1	47,9	59,8	35,1	55,3	72,0	93,4	54,8	55,0	41,8	26,3
Stotal	27	15	20	7	30	22	12	22	16	16	10
Sr	11	7	9	6	12	11	8	11	11	10	9
s	5,4	2,4	3	1,9	3	4,3	3,6	3	3	2,5	1,6
H'	2,73	1,94	2,27	1,67	2,88	2,67	2,01	2,70	2,62	2,39	2,04
Núm. IPAs	51	29	33	29	143	23	12	43	22	28	15
Núm. ha	40,1	22,8	25,9	22,8	112,3	18,1	9,4	33,8	17,3	22	11,8

MA: monte alto; MB: monte bajo; DC: dehesa cerrada; DA: dehesa abierta; P: pinares; PB: pinar con sotobosque; PR: pinar con ramas; PP: pinar con pasto; PD: pinar denso; PM: pinar con matorral; PA: pinar astillado.

D: núm. de individuos/10 ha; Stotal: riqueza total; Sr: riqueza de rarefacción; s: riqueza media; H': diversidad.

En cada IPA se estimó visualmente la estructura de la vegetación en un radio de 25 m (PRODON y LEBRETON, 1981), con arreglo a las siguientes variables: cobertura vegetal de 0 a 25 cm (C02), de 25 a 50 cm (C05), de 50 cm a 1 m (C1), de 1 a 2 m (C2), de 2 a 4 m (C4), de 4 a 8 m (C8), cobertura de pasto (CPS), cobertura de ramaje en el suelo (CRM) y altura media de los estratos de matorral (de 0 a 2 m, HMA), arbustivo (de 2 a 4 m, HBA) y arbóreo (de 4 a 8 m, HAA). Además se estimó la cobertura de *Pinus* spp. (CP), *Q. pyrenaica* (CQP), *Q. faginea* (CQF), *Q. ilex* (CQI) y *A. unedo* (CAU) en el estrato de 2 a 4 m, o de 25 a 50 cm cuando su presencia era sólo de rebrote. También se estimó la cobertura máxima de brezos *Erica* spp. (CB), jaras *Cistus* spp. (CJ), labiérnago *Phillyrea angustifolia* (CL) y romero *Rosmarinus officinalis* (CR).

El análisis de los datos se abordó en los siguientes pasos:

1. Caracterización de la estructura de las ornitocenosis de cada hábitat. Para ello se calcularon las densidades específicas y la densidad total de aves por 10 ha (D), la riqueza de especies (Sr) mediante el método de la rarefacción (JAMES y RATHBUN, 1981) y la diversidad (H') mediante el índice de Shannon-Weaver. La densidad y la riqueza se compararon entre hábitats a partir de los valores obtenidos directamente de los IPAS, como número medio de individuos en el primer caso y como número medio de especies en el segundo; la comparación se hizo mediante tests de rango múltiple tras transformar logarítmicamente los valores originales.

2. Búsqueda de relaciones entre la estructura de las comunidades de aves y la vegetación. Primero, se obtuvo una síntesis de los rasgos botánicos más descriptivos mediante la realización, con las variables vegetales muestreadas, de un análisis de componentes principales (ACP; MALLO, 1975) en el que los casos correspondieron a las 26 líneas de muestreo. A continuación se utilizó el análisis de regresión simple entre los tres primeros factores del ACP y tres parámetros ornitocenóticos calculados para las 26 líneas: la densidad (D), la riqueza total de especies (S) y la diversidad (H'). Las variables de altura de la vegetación y la densidad y riqueza de aves fueron transformadas logarítmica-

mente, mientras que las coberturas lo fueron angularmente (SOKAL y ROHLF, 1981); estas mismas transformaciones se aplicaron en todos los análisis estadísticos realizados con tests paramétricos.

3. Confirmada la existencia de relaciones, se utilizó el análisis de regresión por pasos para identificar las variables vegetales más explicativas de los cambios de cada uno de los tres parámetros aviares en las 26 líneas de muestreo. Por el mismo procedimiento, se extrajeron los modelos predictivos de la densidad (D) de las 19 especies de aves más abundantes (más de 20 individuos registrados), con el objeto de inferir los posibles efectos del manejo forestal sobre las poblaciones de dichas especies.

RESULTADOS

Estructura y composición de las comunidades de aves

Se registraron un total de 40 especies, 35 de ellas paseriformes. Un 22,5% (nueve) fueron exclusivas de algún tipo de hábitat: dos del monte alto, una del monte bajo, cuatro de las dehesas y dos de los pinares (Apéndice II), de manera que una parte importante de la riqueza se debe a la diversidad de usos del área de estudio. Sin embargo, el manejo del monte autóctono ocasionó un descenso de la densidad y riqueza de aves en los hábitats resultantes, dependiendo del tipo de prácticas silvícolas utilizadas. Los maquis autóctonos desarrollados (MA) tuvieron las comunidades de aves más diversificadas y densas (Tabla I); la densidad y la riqueza media en estos maquis fueron significativamente mayores que las encontradas en todos los demás hábitats, salvo en los pinares con ramas en el suelo para el caso de la densidad (véanse, sin embargo, los comentarios al respecto dos párrafos más abajo).

La distribución de las especies con más de un 3% de la abundancia regional fue muy desigual entre hábitats (Tabla II). El monte alto albergó las mayores densidades de seis de estas 11 especies (*T. merula*, *S. cantillans*, *E. rubecula*, *F. coelebs*, *P. major* y *P. caerulens*), el monte bajo de *S. undata*, el pinar de *P. cristatus*, *A. caudatus* y *S. serinus*, y las dehesas de *Miliaria calandra*. Esta especie,

junto con otras tres menos abundantes exclusivas de las dehesas (*S. torquata*, *O. oenanthe* y *O. hispanica*), y las altas densidades de alaúcidos (*G. theklae* y *L. arborea*), hicieron de este medio el más diferenciado. El monte alto destacó además por la abundancia de algunas especies atlántico-montanas (POTTI y TELLERÍA, 1984), de afinidad europea, en los sotobosques de quercíneas y en los fondos de valle de roble melojo (*E. rubecula*, *T. troglodytes* y, con densidades muy inferiores, *S. atricapilla*, *S. communis* y *S. europaea*; Apéndice II).

El pinar en su conjunto presentó una riqueza y una diversidad de aves muy altas como consecuencia de la combinación de distintas estructuras vegetales, fruto de su continuo manejo (Tabla I). Destacó el pinar con sotobosque (PB) por la abundancia de aves y el pinar astillado (PA) por presentar el valor más bajo de esta variable. La máxima densidad y la mínima riqueza se registraron en el pinar con ramas en el suelo (PR), donde se obtuvieron las densidades más altas de cuatro de las 11 especies más abundantes en el área de estudio (*F. coelebs*, *S. serinus*, *S. cantillans* y *A. caudatus*). La elevada densidad fue determinada, sin embargo, por la detección de dos grandes bandos de *A. caudatus*. Los páridos y especies afines («pariformes») estuvieron muy representados en todos los pinares (Apéndice II), pero su densidad global apenas superó a la registrada en el monte alto, a pesar de que la presencia de nidales en los pinares debió favorecer los hábitos trogloditas de muchas de estas especies. *R. ignicapillus*, *P. caeruleus* y *P. major* presentaron densidades claramente superiores en los

maquis desarrollados, y *A. caudatus* y *P. cristatus* en los pinares, mientras que las de *C. brachydactyla* y *S. europaea* fueron similares.

Influencia de la estructura y composición de la vegetación

Los factores del ACP seleccionados explicaron un 72,1% de la varianza de la vegetación de Quintos de Mora (Tabla III). El primero (FI: cobertura leñosa pluriestratificada *versus* pastizales) absorbió la mayor parte de la varianza explicada (41,3%). El segundo (FII, altura del arbolado y sotobosque arbustivo) y el tercero (FIII rotado, maquis denso umbroso), que absorbieron porcentajes muy inferiores de la varianza (18,2 y 12,6%, respectivamente), fueron los que mejor explicaron la variación de los parámetros ornitocenóticos. Así, el desarrollo creciente de los maquis, principalmente en las umbrías, fue el factor que mejor se correlacionó con el incremento de la densidad de aves (Figura 1). Este factor también se relacionó significativamente con la riqueza y la diversidad de aves, si bien estos dos parámetros se asociaron mejor con una combinación de los estratos arbustivo y arbóreo (Figura 1).

Los análisis de regresión por pasos entre estos tres parámetros ornitocenóticos y las variables originales de vegetación seleccionaron un total de cinco variables (Tabla IV), que se corresponden en líneas generales con los gradientes de vegetación descritos anteriormente (factores del ACP), si bien ex-

TABLA II

CONTRIBUCION PONDERADA (EN PORCENTAJES) DE LOS CINCO HABITATS PRINCIPALES ESTUDIADOS A LA DENSIDAD DE CADA UNA DE LAS 11 ESPECIES DE AVES MAS ABUNDANTES EN QUINTOS DE MORA

	%QM	MA	MB	DC	DA	P
<i>Fringilla coelebs</i>	12,1	34,6	6,1	29,0	0	30,3
<i>Turdus merula</i>	8,6	53,3	27,9	5,8	0	13,0
<i>Sylvia cantillans</i>	7,2	50,0	29,3	6,8	0	13,9
<i>Emberiza calandra</i>	6,0	0	0	65,4	34,6	0
<i>Aegithalos caudatus</i>	5,7	34,6	4,7	0	0	60,7
<i>Erithacus rubecula</i>	5,6	89,4	0	0	0	10,6
<i>Parus cristatus</i>	5,6	26,3	5,1	0	0	68,6
<i>Parus major</i>	5,3	44,5	7,1	3,2	14,2	31,0
<i>Sylvia undata</i>	5,1	17,5	79,6	0	0	2,9
<i>Parus caeruleus</i>	4,8	35,3	9,8	34,4	0	20,5
<i>Serinus serinus</i>	3,7	12,0	14,1	12,4	0	61,5

% QM: porcentaje de la densidad en Quintos de Mora.

TABLA III

NUMEROS PESO DE LOS DOS PRIMEROS FACTORES (FI y FII) Y DEL TERCER FACTOR ROTADO (FIIIR) DEL ANALISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES EFECTUADO CON LAS VARIABLES DE VEGETACION REGISTRADAS EN LAS 26 LINEAS DE MUESTREO EN QUINTOS DE MORA

Variables	FI	FII	FIIIR
Cobertura a 0,25 m (C02)	0,059*	0,004	0,234
Cobertura a 0,50 m (C05)	0,975*	-0,054	0,189
Cobertura a 1,0 m (C1)	0,971*	-0,015	0,242
Cobertura a 2,0 m (C2)	0,735*	0,386	0,513*
Cobertura a 4,0 m (C4)	0,052	0,884*	0,509*
Cobertura a 8,0 m (C8)	-0,281	0,819*	0,069
Cobertura pasto (CPS)	-0,669*	-0,260	-0,263
Cobertura raras suelo (CRM)	-0,299	0,379	-0,089
Altura media >4 m (HAA)	-0,365	0,780*	0,149
Altura media >2 m (HBA)	0,016	0,354	0,342
Altura media <2 m (HMA)	0,929*	0,225	0,365
Cobertura de <i>Pinus</i> spp. (CP)	-0,316	0,591*	-0,289
Cobertura <i>Quercus pyrenaica</i> (CQP)	0,247	0,200	0,439*
Cobertura <i>Q. faginea</i> (CQF)	-0,200	0,402*	0,736*
Cobertura <i>Q. rotundifolia</i> (CQR)	0,871*	0,153	0,507*
Cobertura <i>Arbutus unedo</i> (CAU)	0,524*	0,485*	0,784*
Cobertura <i>Erica</i> spp. (CE)	0,681*	0,345	0,787*
Cobertura <i>Cistus ladanifer</i> (CCL)	0,861*	-0,234	-0,086
Cobertura <i>Phillyrea angustifolia</i> (CPA)	0,539*	-0,173	-0,235
Cobertura <i>Rosmarinus officinalis</i> (CRO)	0,749*	-0,182	-0,232
Varianza absorbida (%)	41,3	18,2	12,6
Varianza acumulada (%)	41,3	59,5	72,1

plícacion porcentajes de la varianza notablemente mayores. La cobertura de brezos (CE), seleccionada en los tres modelos, puede considerarse como un indicador de sotobosques altos y umbrosos. Junto con la altura del arbolado (HAA), seleccionada en dos modelos, y la cobertura de quejigo (CQF), en uno, indican la preferencia de la avifauna por medios estratificados, con especial importancia de las especies vegetales arbustivas y de matiz húmedo.

Modelos predictivos de la densidad de las especies de aves

La abundancia de todas las especies preseleccionadas, salvo la de *T. viscivorus*, se relacionó significativamente con una o más variables de vegetación. De los 18 modelos de regresión desarrollados, 16 explicaron más del 38% de la variación de la abundancia de las especies implicadas, 12 más de un 50% y seis entre un 70 y un 93% (Tabla V); dos especies forestales, *P. caeruleus* y *C. brachydactyla*,

TABLA IV

RESULTADOS DE LOS ANALISIS DE REGRESION MULTIPLE POR PASOS ENTRE LA DENSIDAD (D), LA RIQUEZA (S) Y LA DIVERSIDAD (H') DE LAS COMUNIDADES DE AVES DE QUINTOS DE MORA Y LA ESTRUCTURA Y COMPOSICION DE LA VEGETACION

	Constante	CRM	CQF	CE	HAA	HBA	R ²
D	36,444	0,563	1,249	1,928	—	—	0,75
S	0,912	—	—	0,007	0,257	—	0,59
H'	0,440	—	—	0,003	0,111	0,144	0,67

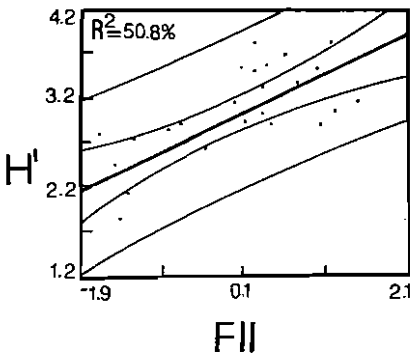
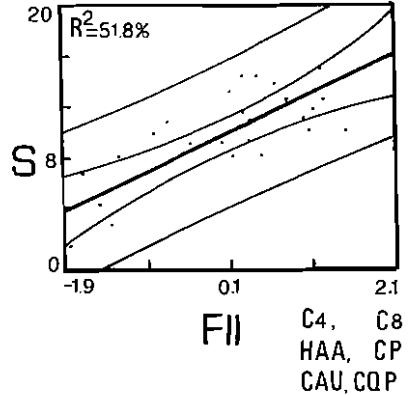
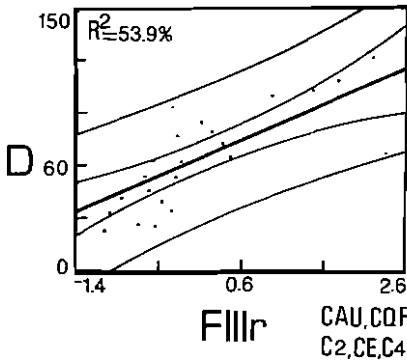
Véase la Tabla III para los códigos de las variables. Se exponen los valores de la constante, los coeficientes de regresión de las variables seleccionadas y la proporción de la varianza explicada (R²) por cada uno de los tres modelos.

fueron pobremente modelizadas por las variables vegetales registradas. Las variables más frecuentemente seleccionadas (coberturas de *Q. pyrenaica*, de *Q. faginea*, de *Erica* spp. y de 1 a 2 m) indican nuevamente la importancia de la vegetación autóctona.

DISCUSION

Los maquis desarrollados, con matorrales de 1 a 2 m y arbustos de 2 a 4 m, principalmente de *Erica* spp., *Quercus rotundifolia*, *Q. faginea* y especies asociadas, como *Arbustus unedo*, y los fondos de valle húmedos con dominio de *Q. pyrenaica*, constituyeron los hábitats con mayor riqueza y abundancia de aves reproductoras, en correspondencia con una mayor complejidad de su estructura ve-

getal. Muchos autores han encontrado resultados similares (ROBINSON y HOLMES, 1984; GERELL, 1988, etcétera), interpretables en general en el contexto de las ideas de MACARTHUR y MACARTHUR (1961) y de WILSON (1974) sobre una diversificación de los nichos tróficos paralela a la de la estructura vegetal; es decir, con un incremento en el número de capas de follaje (véase, sin embargo, MARTÍN, 1988, para una hipótesis complementaria). Dentro de este contexto, algunos estudios (CRAWFORD *et al.*, 1981; CARRASCAL y TELLERÍA, 1990) han señalado una relevancia especial de la cobertura del estrato arbustivo para la riqueza y densidad de la avifauna, coincidiendo en líneas generales con los resultados encontrados en Quintos de Mora.



$$D = 62.59 + 20.18 FIIIr$$

$$S = 1.05 + 0.12 FII$$

$$H' = 2.99 + 0.42 FII$$

Fig. 1. Soluciones óptimas y coeficientes de determinación (R²) de los análisis de regresión entre la densidad (D: núm. de individuos/10 ha), la riqueza total (S) y la diversidad (H') de aves y los factores que describen la estructura y composición vegetal de Quintos de Mora (véase la Tabla III).

El conocimiento de estas relaciones entre la avifauna y la vegetación permite la predicción, dentro de ciertos márgenes, de las respuestas comunitarias y específicas de las aves a cambios naturales o provocados de la estructura del hábitat (véanse en TELLERÍA *et al.*, 1988, ejemplos al respecto dentro de nuestro país). Algunos de los modelos específicos desarrollados en este estudio explicaron un porcentaje muy elevado de los cambios de densidad derivados de la gestión silvícola (aclarados, desbroces, repoblaciones y talas). Destacó en este sentido *E. rubecula*, un 93% de cuya abundancia fue explicada por las coberturas de matorral de 1 a 2 m, de *A. unedo*, de *Q. pyrenaica* y de ramas en el suelo, variables descriptoras de los maquis más desarrollados (MA), de matiz húmedo, a excepción de la última, que caracteriza a algunos pinares; de hecho, el 89% de los efectivos de *E. rubecula* se encontraron en estos maquis, y la mayor parte del 11% restante en los pinares con sotobosque. En general, el incremento de los valores de estas variables se asoció estrechamente con las mayores densidades y riquezas de aves, sugiriendo una relación entre estos parámetros comunitarios y la presencia de condiciones microclimáticas húmedas, de matiz submediterráneo, muy localizadas.

Los porcentajes de variación de la densidad explicados fueron en general altos, tanto para las especies asociadas al gradiente progresivo o regresivo de la serie sucesional (especies 1 a 10 de la Tabla V: varianza media explicada de un 66%), como para aquellas favorecidas por las repoblaciones de coníferas (*S. serinus* y *P. cristatus*: 58% de la varianza) o por la deforestación en general (tala y fuerte desbroce; *M. calandra* y *G. theklae*: 58,5% de la varianza). En términos teóricos esto se traduce en que las relaciones avifauna-vegetación mantienen niveles significativos de asociación para la mayoría de las especies abundantes; en términos aplicados, en la posibilidad de previsión de una buena parte de los efectos específicos y generales de determinados proyectos de gestión forestal, o de diseñar prácticas de gestión concretas con el fin de favorecer a ciertas especies, o a la avifauna en general (véase VERNER *et al.*, 1986).

La gestión de las extensas repoblaciones de Quintos de Mora, dirigida al aclarado y desbroce de los pinares densos (PD) y de los pinares con sotobosque (PB), con el fin de conseguir una estructura adehesada, se tradujo en una reducción de la densidad de aves y en un incremento de las especies

TABLA V
RESULTADOS DE LOS ANALISIS DE REGRESION MULTIPLE POR PASOS ENTRE LA DENSIDAD DE 19 ESPECIES DE AVES NIDIFICANTES EN QUINTOS DE MORA Y LA ESTRUCTURA Y COMPOSICION DE LA VEGETACION

Especie	Const.	CQP	CE	CPA	C2	CRM	CAU	C4	HBA	HAA	C8	CCL	CR0	CQF	CP	CQR	HMA	R ²
<i>L. megarhynchos</i>	-0,018	0,030	0,024															0,88
<i>T. troglodytes</i>	0,038	0,028	0,018	-0,024														0,70
<i>E. rubecula</i>	-0,107	0,038		0,007	0,009	0,038												0,93
<i>T. merula</i>	0,094	0,029		0,022			0,008	0,900										0,51
<i>P. major</i>	-0,218								0,809									0,42
<i>F. coelebs</i>	0,259		0,015					0,217			-0,194							0,65
<i>G. glandarius</i>	-0,901		-0,116			0,129												0,71
<i>S. cantillans</i>	0,195				0,018		-0,007			0,008								0,38
<i>S. melanocephala</i>	0,170		0,023								-0,015		0,039					0,66
<i>S. undata</i>	0,250													0,016				0,12
<i>P. caerules</i>	0,286																	0,49
<i>A. caudatus</i>	1,303					0,344												0,22
<i>C. brachydaetyla</i>	-0,004								0,406						0,019	0,033		0,70
<i>P. cristatus</i>	-0,219														0,013			0,46
<i>S. serinus</i>	0,130																	0,64
<i>L. arborea</i>	0,306					-0,009			0,558								-1,504	0,56
<i>G. cristata</i>	0,850							-0,014	-0,374									0,61
<i>M. calandra</i>	0,937														-0,013		-2,635	0,61

Ver Apéndice II para nombres completos de las especies y tablas anteriores para significado de las siglas.

características de hábitats abiertos. Sin embargo, el abandono de las ramas cortadas sobre el suelo, una vez aclarado el pinar, junto con la leña seca caída (CRM), favoreció la densidad de algunas especies insectívoras forestales (*Erethacus rubecula*, *Aegithalus caudatus* y *Garrulus glandarius*, Tabla V), bien representadas, sin embargo, en otros pinares. Los nidos, situados en los pinares aclarados y en las dehesas, tuvieron un escaso efecto sobre la organización de las aves. De hecho, los pinares con sotobosque, con un mínimo de nidos, fueron los de mayor valor ornitológico, ya que en ellos se registraron las comunidades más densas y afines a las autóctonas.

De los resultados obtenidos se desprenden algunas recomendaciones básicas con respecto a la conservación de la avifauna. En primer lugar, es prioritario favorecer la recuperación de la vegetación climática y conservar los maquis autóctonos bien desarrollados, incluyendo los fondos de valle de *Q. pyrenaica*. En segundo término, habría que potenciar una estructura pluriestratificada en los pinares existentes, respetando el desarrollo del sotobosque autóctono y favoreciendo la altura del arbolado de quercíneas y pinos mediante tratamientos selectivos adecuados. Ambas recomendaciones

pueden plasmarse en varios supuestos concretos de manejo forestal. A modo de ejemplo, y basándonos en los modelos de regresión obtenidos, una cobertura media del 5% de brezos, del 3% de quejigos y del 3% de madroños, previsiblemente elevaría la densidad de aves por encima de 67 individuos por 10 ha en algunos terrenos llanos y montanos de pinares, así como en maquis degradados; por su parte, la riqueza podría aumentar a 11 y 12 especies. Especialmente, los insectívoros serían beneficiados, favoreciendo la cobertura de quejigos y, en general, del estrato de dos a cuatro metros, en su máxima altura posible, la altura del arbolado, un estrato bajo de matorral con dominio de romeros y la densidad de pinos en algunos rodales, también en pinares. Los frugívoros dispersantes de semillas, de gran interés en conservación (HERREIRA, 1984), se hallan más fuertemente asociados a robledales, maquis desarrollados y matorrales en general, preferentemente de brezos, romeros y jaras. Por último, la distribución entremezclada de éstos con las dehesas y con terrenos de vegetación particularmente degradada facilitaría el renuevo vegetal manteniendo una diversidad elevada como consecuencia del aporte de especies de afinidad esteparia.

SUMMARY

The effects of vegetation management on breeding bird communities were studied in a Mediterranean maquis of central Spain (Quintos de Mora, Montes de Toledo). Forestry practices are very diversified in the area, including wood cutting and clearing, scrub clearing and pine afforestation. The highest bird densities and richness were recorded on the climatic maquis. In this habitat the cover of *Quercus pyrenaica*, *Q. faginea*, *Erica* spp. and 1-2 m high shrubs were the habitat traits more strongly associated with bird density and richness. High values of bird density and richness in the pine forests were associated with the mean height of trees, the cover of branches on the ground and the cover and height of the shrub layer. Floristic composition and vegetation structure explained from 38% to 93% of the variance in the density of 16 breeding species in Quintos de Mora. Thus, our results suggest that the effects of particular forestry practices can be predicted to a large extent, that bird communities can be selectively modified by habitat management, and that efficient bird protection requires both the conservation of autochthonous maquis and pine woods undergrowth.

BIBLIOGRAFIA

- BLONDEL, J., 1979: *Biogographie et ecologie*. Masson, Paris.
- BLONDEL, J.; FERRY, C., y FROCHOT, B., 1970: «La methode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou des relevés d'avifauna para 'stations d'ecoute'». *Alauda*, 38: 55-71
- BONGIORNO, S., 1982: «Land use and summer bird populations in northwestern Galicia, Spain». *Ibis* 124: 1-20.

- CARRASCAL, L. M., y TELLERÍA, J. L., 1990: «Impacto de las repoblaciones de *Pinus radiata* sobre la avifauna forestal del norte de España». *Ardeola*, 37: 247-266.
- CRAWFORD, H. S.; HOOPER, R. G., y TITTERINGTON, R. H., 1981: «Songbird population response to silvicultural practices in Central Appalachian hardwoods». *J. Wildl. Manage.*, 45 (3): 680-692.
- DICKSON, J. G.; CONNER, R. N., y WILLIAMSON, J. H., 1983: «Snag retention increases bird use of a clear-cut». *J. Wildl. Manage.*, 47 (3): 799-804.
- FERNÁNDEZ, A., y GALARZA, A., 1986: «Estructura y estacionalidad de las comunidades de aves en distintos medios del tramo costero del País Vasco». *Bol. Est. Central. Ecol.*, 29: 59-66.
- FRANZREB, K. E., 1983: «A Comparison of Foliage Use and Tree Height Selection by Birds in Unlogged and Logged Mixed-Coniferous Forest». *Biological Conservation*, 27: 259-275.
- GERELL, R., 1988: «Faunal diversity and vegetation structure of some deciduous forests in South Sweden». *Holarctic Ecology*, 11: 87-95.
- GRIFFITH, B., y PEEK, J. M., 1989: «Mule deer use of seral stage and habitat type in bitterbrush communities». *J. Wildl. Manage.*, 53 (3): 636-642.
- HELLE, P., 1985: «Effects of forest fragmentation on bird densities in northern boreal forest». *Ornis Fennica*, 62: 35-41.
- HERRERA, C. M., 1984: «A study of avian frugivores, bird-dispersed plants, and their interaction in mediterranean scrublands». *Ecological Monographs*, 54: 1-23.
- HORN, J. C., 1984: «Short-term changes in bird communities after clearcutting in western North Carolina». *Wilson Bull.*, 96 (4): 684-689.
- JAMES, F. C., y RATHBUN, S., 1981: «Rarefaction, relative abundance and diversity of avian communities». *Auk*, 98: 785-800.
- MACARTHUR, R. H., y MACARTHUR, J. W., 1961: «On bird species diversity». *Ecology*, 42: 594-598.
- MALLO, F., 1985: *Análisis de componentes principales y técnicas factoriales relacionadas*. Universidad de León. 523 p.
- MARTÍN, T. E., 1988: «Processes organizing open-nesting bird assemblages: competition or nest predation?». *Evolutionary Ecology*, 2: 37-50.
- MONTHEY, R. W., 1984: «Effects of timber harvesting on ungulates in northern Maine». *J. Wildl. Manage.*, 48 (1): 279-285.
- PEINADO, M., y MARTÍNEZ, J. M., 1985: *El paisaje vegetal de Castilla-La Mancha*. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Toledo.
- POTTI, J., 1986: «Efectos de una repoblación forestal sobre la comunidad de aves. Un caso diferente». *Ardeola*, 33: 184-189.
- POTTI, J., y TELLERÍA, J. L., 1984: «Aspectos ornitogeográficos de los melojares (*Quercus pyrenaica* Willd.) del Sistema Central». *Studia Oecologica*, 5: 247-258.
- PRODON, R., y LEBRETON, J. D., 1981: «Breeding avifauna of a mediterranean succession: the holm oak and cork oak series in the eastern Pyrenees, 1. Analysis and modelling of the structure gradient». *Oikos*, 37 (1): 21-38.
- ROBINSON, S. K., y HOLMES, R. T., 1984: «Effects of plant species and foliage structure on the foraging behavior of forest birds». *The Auk*, 101: 672-684.
- SANTOS, T., y ALVAREZ, G., 1990: «Efectos de las repoblaciones con eucaliptos sobre las comunidades de aves forestales en un maquis mediterráneo (Montes de Toledo)». *Ardeola*, 37: 319-324.
- SOKAL, R. R., y ROHLF, F. J., 1981: *Biometry*. Freeman, New York..

- TELLERÍA, J. L., 1980: «Datos preliminares sobre las características ecológicas y biogeográficas de las comunidades nidificantes de aves del macizo de Ayllón». *Bol. Est. Central Ecol.*, 9: 45-54.
- TELLERÍA, J. L., 1986: *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Raíces, Madrid.
- TELLERÍA, J. L.; SANTOS, T.; ALVAREZ, G., y SÁEZ-ROYUELA, C., 1988: *Avifauna de los campos de cereales del interior de España*. Monografías de la SEO, 2: 173-319.
- TELLERÍA, J. L., y GALARZA, A., 1990: «Avifauna y paisaje en el Norte de España: efectos de las repoblaciones con árboles exóticos». *Ardeola*, 37: 229-245.
- THOMAS, J. W.; RUGGIERO, L. F.; MANNAN, R. W.; SCHOEN, J. W., y LANCIA, R. A., 1988: «Management and conservation of old-growth forest in the United States». *Wildl. Soc. Bull.*, 16: 252-262.
- VERNER, J.; MORRISON, M. L., y RALPH, C. J. (eds), 1986: *Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. Univ. Wisconsin Press. Madison.
- WILLSON, M. F., 1974: «Avian community organization and habitat structure». *Ecology*, 55: 1017-1029.
- YAHNER, R. H., 1982: «Avian use of vertical strata and plantings in farmstead shelterbelts». *J. Wildl. Manage.*, 46 (1): 50-60.

APENDICE I

VALORES MEDIOS DE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACION EN LOS NUEVE HABITATS ESTUDIADOS EN QUINTOS DE MORA (ENTRE PARENTESIS: NUMERO DE MUESTRAS)

Variable	MA (51)	MB (29)	DC (33)	DA (29)	P (143)	PB (23)	PR (12)	PP (43)	PD (22)	PM (28)	PA (15)
C02	25,6	21,8	1,4	1,0	8,4	17,4	1,0	4,5	3,0	19,7	1,8
C05	35,5	34,3	1,0	1,0	11,2	20,1	1,0	4,8	4,6	31,4	1,8
C1	39,5	35,7	1,0	1,0	12,0	22,9	1,0	4,7	8,5	30,0	1,0
C2	36,3	15,3	5,1	2,0	14,4	22,6	9,3	4,2	35,7	14,8	1,0
C4	35,4	2,0	14,6	0,9	32,6	30,8	18,0	24,0	58,6	37,7	22,3
C8	12,7	0,0	4,4	0,0	33,3	36,8	45,0	27,5	39,1	31,3	30,7
CPS	2,1	6,7	37,0	26,9	15,1	0,1	5,3	33,8	8,5	5,8	11,7
CRM	0,0	0,0	0,0	0,0	12,1	15,0	68,3	2,9	17,7	0,0	0,0
HAA	4,0	—	4,0	—	6,4	7,8	6,9	6,6	5,3	5,6	6,1
HBA	3,5	2,1	1,8	3,6	3,0	3,6	3,6	3,3	2,4	2,1	3,5
HMA	1,1	0,9	0,0	0,1	0,5	1,0	0,1	0,2	0,5	0,9	0,1
CP	0,0	0,0	0,1	0,0	35,2	29,7	44,8	24,2	58,7	37,7	28,3
CQP	5,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CQF	10,9	0,6	14,0	1,1	3,0	3,3	4,7	5,2	2,1	0,0	0,1
CQR	10,6	4,8	0,9	0,8	2,6	5,4	1,3	1,0	0,4	5,2	3,7
CAU	11,5	0,0	0,0	0,0	1,2	7,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CE	16,4	0,0	0,0	0,0	0,2	0,8	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0
CCL	9,8	18,8	0,0	0,0	4,7	3,5	0,0	0,6	0,3	23,1	0,0
CPA	0,7	1,1	0,0	0,0	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	1,0	0,9
CRO	4,0	15,0	0,0	0,1	4,5	8,8	0,0	3,0	2,3	9,8	0,0

Los códigos de las variables de vegetación pueden consultarse en la Tabla III.

APENDICE II

DENSIDAD (NUM. DE INDIVIDUOS/10 HA) DE LAS AVES CENSADAS EN NUEVE TIPOS DE HABITAT EN QUINTOS DE MORA

	MA	MB	DC	DA	P
<i>Alectoris rufa</i>	—	0,88	—	—	—
<i>Coturnix coturnix</i>	—	—	0,39	—	—
<i>Columba palumbus</i>	1,25	—	0,77	0,88	0,98
<i>Streptopelia turtur</i>	1,25	0,44	0,77	—	0,27
<i>Dendrocopos major</i>	—	—	1,54	—	0,89
<i>Galerida theklae</i>	—	2,20	1,93	8,34	—
<i>Lullula arborea</i>	—	—	1,54	4,39	1,16
<i>Troglodytes troglodytes</i>	5,49	—	—	—	0,18
<i>Eritbacus rubecula</i>	14,23	—	—	—	1,69
<i>Luscinia megarhynchos</i>	7,49	—	—	—	0,09
<i>Saxicola torquata</i>	—	—	0,77	—	—
<i>Oenanthe oenanthe</i>	—	—	—	1,32	—
<i>Oenanthe hispanica</i>	—	—	—	1,32	—
<i>Turdus merula</i>	14,23	7,46	1,54	—	3,47
<i>Turdus viscivorus</i>	1,00	—	1,93	—	1,69
<i>Hippolais polyglotta</i>	0,25	—	—	—	—
<i>Sylvia undata</i>	4,24	19,30	—	—	0,71
<i>Sylvia cantillans</i>	11,23	6,59	1,54	—	3,12
<i>Sylvia melanocephala</i>	3,74	2,63	—	—	0,09
<i>Sylvia communis</i>	0,25	—	—	—	—
<i>Sylvia atricapilla</i>	1,25	—	—	—	0,27
<i>Phylloscopus bonelli</i>	0,50	—	—	—	1,07
<i>Regulus ignicapillus</i>	0,75	—	—	—	0,36
<i>Agredalobus caudatus</i>	3,25	0,44	—	—	5,70
<i>Parus cristatus</i>	2,25	0,44	—	—	5,88
<i>Parus caeruleus</i>	4,74	1,32	4,63	—	2,76
<i>Parus major</i>	5,49	0,88	0,39	1,76	3,83
<i>Sitta europaea</i>	0,25	—	—	—	0,36
<i>Certhia brachydactyla</i>	1,75	—	—	—	1,96
<i>Oriolus oriolus</i>	0,25	—	1,54	—	0,36
<i>Lanius senator</i>	—	—	2,31	4,39	0,18
<i>Garrulus glandarius</i>	2,0	0,44	1,54	—	2,49
<i>Petronia petronia</i>	0,25	—	0,77	—	0,89
<i>Fringilla coelebs</i>	10,24	1,76	8,49	—	8,90
<i>Serinus serinus</i>	0,75	0,88	0,77	—	3,83
<i>Carduelis chloris</i>	—	—	—	—	0,36
<i>Carduelis carduelis</i>	—	—	1,54	—	0,09
<i>Carduelis cannabina</i>	—	—	—	—	0,44
<i>Emberiza cia</i>	0,75	1,32	0,39	—	—
<i>Miliaria calandra</i>	—	—	21,61	11,42	—
Indeterminados	1,0	0,88	3,09	1,32	1,25
N	401	109	155	80	621

Los valores de las especies exclusivas de alguno de los cinco hábitats principales (MA, MB, DC, DA, P) se señalan en negrita. N: número total de individuos censados. MA: monte alto; MB: monte bajo; DC: dehesa cerrada; DA: dehesa abierta; P: pinares; PB: pinar con sorobosque; PR: pinar con ramaje; PP: pinar con pasto; PD: pinar denso; PM: pinar con matorral; PA: pinar astillado.

APENDICE II (continuación)

DENSIDAD (NUM. DE INDIVIDUOS/10 HA) DE LAS AVES CENSADAS EN NUEVE TIPOS DE HABITAT EN QUINTOS DE MORA

	PB	PR	PP	PD	PM	PA
<i>Alectoris rufa</i>	—	—	—	—	—	—
<i>Coturnix coturnix</i>	—	—	—	—	—	—
<i>Columba palumbus</i>	—	—	1,48	3,47	—	—
<i>Streptopelia turtur</i>	—	—	—	1,16	—	0,85
<i>Dendrocopos major</i>	1,11	—	1,18	—	1,36	0,85
<i>Galerida theklae</i>	—	—	—	—	—	—
<i>Lullula arborea</i>	1,11	—	1,18	—	1,36	3,40
<i>Troglodytes troglodytes</i>	1,11	—	—	—	—	—
<i>Eritacus rubecula</i>	7,20	1,06	—	2,89	—	—
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0,55	—	—	—	—	—
<i>Saxicola torquata</i>	—	—	—	—	—	—
<i>Oenanthe oenanthe</i>	—	—	—	—	—	—
<i>Oenanthe hispanica</i>	—	—	—	—	—	—
<i>Turdus merula</i>	8,30	7,43	1,48	5,79	0,91	—
<i>Turdus viscivorus</i>	1,11	—	4,74	—	0,45	—
<i>Hippolais polyglotta</i>	—	—	—	—	—	—
<i>Sylvia undata</i>	1,66	2,12	0,89	—	—	—
<i>Sylvia cantillans</i>	3,32	11,67	2,07	4,05	1,82	—
<i>Sylvia melanocephala</i>	—	—	0,30	—	—	—
<i>Sylvia communis</i>	—	—	—	—	—	—
<i>Sylvia atricapilla</i>	1,66	—	—	—	—	—
<i>Phylloscopus bonelli</i>	2,21	—	1,78	—	0,91	—
<i>Regulus ignicapillus</i>	1,11	—	0,59	—	—	—
<i>Aegithalos caudatus</i>	1,11	35,01	4,74	5,21	0,91	1,70
<i>Parus cristatus</i>	12,18	5,31	2,66	4,63	6,37	6,79
<i>Parus caeruleus</i>	1,11	1,06	5,03	2,31	2,73	0,85
<i>Parus major</i>	5,54	2,12	4,74	2,89	3,64	1,70
<i>Sitta europaea</i>	2,21	—	—	—	—	—
<i>Certhia brachydactyla</i>	1,66	4,24	3,55	0,58	0,91	—
<i>Oriolus oriolus</i>	—	—	0,30	—	1,36	—
<i>Lanius senator</i>	—	—	—	—	0,91	—
<i>Garrulus glandarius</i>	1,66	4,24	0,89	8,10	1,36	0,85
<i>Petronia petronia</i>	—	—	2,66	—	0,45	—
<i>Fringilla coelebs</i>	11,07	11,67	10,36	7,52	7,28	4,24
<i>Serinus serinus</i>	2,21	7,43	1,78	4,05	6,82	3,40
<i>Carduelis chloris</i>	1,11	—	—	0,58	0,45	—
<i>Carduelis carduelis</i>	—	—	0,30	—	—	—
<i>Carduelis cannabina</i>	—	—	0,30	1,74	0,45	—
<i>Emberiza cia</i>	—	—	—	—	—	—
<i>Miliaria calandra</i>	—	—	—	—	—	—
Indeterminados	1,66	—	1,78	—	1,36	1,70
N	130	88	185	95	92	31

Los valores de las especies exclusivas de alguno de los cinco hábitats principales (MA, MB, DC, DA, P) se señalan en negrita. N: número total de individuos censados. MA: monte alto; MB: monte bajo; DC: dehesa cerrada; DA: dehesa abierta; P: pinares; PB: pinar con sotobosque; PR: pinar con ramaje; PP: pinar con pasto; PD: pinar denso; PM: pinar con matorral; PA: pinar astillado.