

INFLUENCIA DE LA PRESIÓN URBANA SOBRE LA COMUNIDAD DE AVES DE UN ENCINAR IBÉRICO (*QUERCUS ROTUNDIFOLIA*)

A. SÁNCHEZ & J.L. TELLERÍA

Sánchez, A. & Tellería, J.L., 1988. Influencia de la presión urbana sobre la comunidad de aves de un encinar ibérico (*Quercus rotundifolia*). *Misc. Zool.*, 12: 295-302.

Influence of urban pressure on the bird community of an iberian evergreen oak forest (Quercus rotundifolia).— The frequential sampling method was used to compare the bird communities of rural evergreen oak woodlands with that of a suburban evergreen oak forest. The abundance of hole-nesting birds was much higher in the suburban bird community, while the importance of species nesting on more vulnerable substrata (ground, shrubs) was reduced. In relation with trophic preferences, an important reorganization of the two insectivore bird guilds takes place, favouring the hole-nesters (tits). However, the other guilds (granivorous and omnivorous birds) do not change so much. The degradation of the herbaceous layer can be a limiting factor for the ground foraging birds.

Key words: Bird community, Evergreen oak, Forest, Urbanization.

(*Rebut: 13 II 89*)

Alejandro Sánchez & José Luis Tellería, Cátedra de Vertebrados, Dept. de Biología Animal I, Fac. de Biología, Univ. Complutense, 28040 Madrid, España.

Trabajo realizado dentro del proyecto CAYCIT 1429-82 y CICYT PB86-0006-C02-01.

INTRODUCCIÓN

Pese al continuo incremento de las áreas urbanas a costa de su entorno rural (bosques, cultivos, etc.), no existen estudios que aborden la incidencia de este proceso sobre la avifauna en la región mediterránea (ver, no obstante, ALONSO & PURROY, 1979 y BERNIS, 1988). Varios autores norte y centroeuropeos han analizado los cambios avifaunísticos asociados a la urbanización (ver, por ejemplo, TOMIALOJC, 1970; BATTEN, 1972; HOHTOLA, 1978; GORSKI, 1982; LUNIAK, 1983, entre otros), y se han efectuado algunas revisiones generales sobre el tema (ERZ, 1966; DEJONGHE, 1983; TOMIALOJC, 1986; ver también BERNIS, 1988). Sin embargo, muy pocos estudios comparan la estructura de las comunidades de aves asentadas en medios urbanos (ciudades, parques y jardines, ...) con las de los biotopos que les precedieron, ya sean fo-

restales o agrícolas (EMLEN, 1974; TOMIALOJC & PROFUS, 1977; BEISSINGER & OSBORNE, 1982).

En el presente estudio se analizan los cambios experimentados por la comunidad de aves asentada en los encinares del centro de España a consecuencia de las perturbaciones humanas derivadas de su uso como parque público. Para ello, se compara la comunidad reproductora de los encinares del piedemonte meridional de la Sierra de Guadarrama con la de un encinar suburbano incluido en el cinturón verde (ver ERZ, 1966 para una definición más exacta de este término) de la ciudad de Madrid (España).

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se ha realizado en la Casa de Campo, parque público de 1700 ha, situado al oeste de la ciudad de Madrid a 650 m snm, cuya

superficie está ocupada en buena parte (unas 500 ha) por un encinar de *Quercus rotundifolia* con sotobosque de carrascas y retama (*Retama sphaerocarpa*). El resto, está cubierto principalmente por plantaciones de pino piñonero (*Pinus pinea*). Este encinar carece de edificios y jardines, limitándose el servicio de jardinería a la recogida de basuras y a podas y repoblaciones ocasionales. La única adecuación realizada para su uso recreativo es la red de sendas y caminos por donde se pasean los visitantes que, por otro lado, pueden acceder a cualquier punto del parque. Esto implica una fuerte presión humana sobre el medio (pisoteo de la vegetación, abandono de residuos, ...), que se refleja en una cierta degradación del bosque (empobrecimiento florístico, apelmazamiento del suelo, erosión, etc.).

La comunidad de aves de este encinar se comparó con la obtenida de una muestra testigo constituida por varios encinares rurales del norte de la provincia de Madrid (municipios de Robledo de Chavela, El Escorial, Colmenar Viejo, Fresnedillas y Colmenar de

Arroyo, principalmente; ver también TELLE-RÍA, 1987) situados entre los 700 y 1000 m snm. Todos estos encinares pertenecen, al igual que el de la Casa de Campo, a la asociación fitosociológica *Junipero-Quercetum rotundifoliae* (v. PEINADO & RIVAS-MARTÍNEZ, 1987), de tal modo que tienen unas características florísticas y productivas similares dentro de la variedad fisionómica inherente a la muestra.

Para caracterizar la vegetación de los dos tipos de encinar, y con objeto de poner de manifiesto posibles diferencias en su fisionomía que pudiesen afectar a la comunidad de aves, se muestrearon diez variables en una serie de parcelas circulares de 25 m de radio (0,2 ha) establecidas al azar en los bosques censados. En cada parcela se midió la cobertura de herbáceas, matorral y arbolado, el porcentaje de suelo desnudo, la altura media del matorral y los árboles, el número de encinas de más de 3 m de altura, el diámetro medio de los troncos de estas encinas a la altura del pecho, y el número de especies de árboles y arbustos. Los re-

Tabla 1. Características del encinar de la Casa de Campo y de los encinares del Guadarrama, y resultados de los tests de la t de comparación de medias: N. Número de muestras de 0,2 ha; ns. No significativo; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Characteristics of the evergreen oak forests of Casa de Campo and Guadarrama, and results of t-tests comparing the means: N. Number of sampling plots of 0,2 ha; ns. Non-significant; CH. Grass cover; SD. Bare ground; CM. Shrub cover; CA. Canopy cover; HM. Shrub height; HA. Canopy height; nE. Density of evergreen oaks; DT. Diameter of trunks; sA. Number of tree species; sM. Number of shrub species.

Características	Casa de Campo		Guadarrama		t-test	
	\bar{X}	σ	\bar{X}	σ		
Cobertura de herbáceas (%)	CH	45,75	15,67	74,75	10,94	***
Suelo desnudo (%)	SD	41,25	16,21	14,0	8,97	***
Cobertura de matorral (%)	CM	30,75	13,40	29,5	12,76	ns
Cobertura del arbolado (%)	CA	37,0	19,56	34,25	9,90	ns
Altura media del matorral (m)	HM	1,74	0,46	1,66	0,24	ns
Altura media del arbolado (m)	HA	6,3	1,56	5,2	1,01	*
nº de encinas/0,2 ha	nE	14,9	9,23	12,2	8,46	ns
Diámetro de los troncos (cm)	DT	37,25	7,16	26,0	11,54	**
nº especies de árboles/0,2 ha	sA	1,2	0,41	1,65	0,67	*
nº especies de arbustos/0,2 ha	sM	2,75	1,07	4,85	1,27	***
N		20		20		

sultados obtenidos se contrastaron mediante un test de la *t* de comparación de medias (SOKAL & ROHLF, 1979). Como se puede apreciar (tabla 1), los encinares rurales poseen una mayor cobertura del estrato herbáceo y por lo tanto menor porcentaje de suelo desnudo, y una mayor diversidad florística, sobre todo en lo que concierne al matorral. Los arbustos más representativos son *Retama sp-haerocarpa*, *Cistus ladanifer* y *Daphne gnidium*. La encina suele estar acompañada por el enebro (*Juniperus oxycedrus*) como segunda especie arbórea. Por otro lado, la Casa de Campo posee un arbolado algo más maduro (mayor altura media y diámetro de los troncos). Estas diferencias reflejan el distinto uso que se ha venido haciendo de este encinar, ya que mientras se ha respetado y favorecido la presencia de grandes árboles (buscando la mayor cantidad de sombra), los estratos herbáceo y arbustivo se han degradado dejando grandes superficies de suelo desnudo.

Durante Mayo-Junio de 1985 se realizaron, en el encinar de la Casa de Campo, 33 estaciones de escucha cualitativa (E.F.P.; BLONDEL, 1975; TELLERÍA, 1986) de diez minutos de duración, sin límite de distancia. En este método se anotan sólo las especies contactadas en cada estación y no el número de individuos presentes, con lo que se obtiene la frecuencia de aparición de cada especie en el medio considerado. Dada la relación logarítmica entre la frecuencia y la densidad ($m_i = -\ln(1-f_i)$, donde f_i es la frecuencia de aparición de la especie *i* (en tanto por uno) y *m* el número de individuos por muestra; p. ej. FRELIN, 1982; TELLERÍA, 1986) los resultados pueden considerarse como índices específicos de abundancia adecuados para el análisis de muchos aspectos de las comunidades de aves (BLONDEL, 1977). Los muestreos se efectuaron durante las cuatro horas que siguen a la salida del sol y en ellos no se consideraron los individuos en vuelo ni las rapaces. Los resultados se compararon con los obtenidos por idéntico procedimiento en los encinares madrileños del piedemonte de la Sierra de Guadarrama (40 estaciones durante el período 1976-79; ver también TELLERÍA, 1987) me-

dante un test de similitud entre porcentajes (SOKAL & ROHLF, 1979).

Las especies contactadas fueron clasificadas según sus preferencias tróficas y de nidificación (tabla 2), con objeto de poner de manifiesto el papel de cada uno de los gremios resultantes en ambas comunidades (ver, por ejemplo, TOMIALOJC, 1970; EMLÉN, 1974; TOMIALOJC & PROFUS, 1977; ALONSO & PURROY, 1979; DE GRAAF & WENTWORTH, 1981; BEISSINGER & OSBORNE, 1982, para una aproximación similar). Para ello se transformaron los datos según la relación logarítmica ya mencionada, calculándose la abundancia de cada gremio en los dos tipos de encinar como el sumatorio de los distintos m_i (individuos/muestra). Dadas las características de esta relación no se ha considerado a la Urraca (*Pica pica*) en estos cálculos, puesto que tiene frecuencia 1 en la Casa de Campo ($\ln 0 = \infty$). La clasificación en gremios tróficos se ha realizado, teniendo en cuenta las preferencias de los individuos adultos en época de cría, en omnívoros (O), granívoros (G), insectívoros trogloditas (nidificantes en agujeros, IT), e insectívoros no trogloditas (INT). Los gremios de nidificación considerados han sido los siguientes: trogloditas ("hole-nesters", H), nidificantes en el suelo (S) y constructores de nidos abiertos ("open-nesters") en el matorral (M) o en los árboles (a más de 2 m del suelo, A) (ver tabla 2).

Por último, se calculó la riqueza media (*s*), o número medio de especies por estación, para ilustrar el grado de complejidad estructural de la comunidad de aves asentada en cada tipo de bosque (BLONDEL et al., 1981), así como la diversidad ($H' = -\sum p_i \ln p_i$) y el número total de especies de cada gremio (Sg).

RESULTADOS

En la tabla 2 se muestran las frecuencias de aparición obtenidas para cada especie en las dos comunidades consideradas, indicándose el nivel de significación de sus diferencias en abundancia. De las 43 especies contactadas,

Tabla 2. Frecuencias de aparición de cada especie (%) en los dos tipos de encinares, y clasificación por gremios. Se muestran también las diferencias significativas (test de la t para porcentajes: *** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05). Gremios de nidificación (izquierda): S. Suelo; M. Matorrales; A. Árboles (nidos abiertos); H. Agujeros. Gremios de alimentación (derecha): O. Omnívoros; G. Granívoros; INT. Insectívoros no trogloditas; IT. Insectívoros trogloditas.

Frequencies of appearance (%) for each species in the two kind of evergreen oak woodlands, and guild classification. Significant differences are shown (t-test for percentages). Nesting guilds (left): S. Ground; M. Shrubs; A. Trees (open nests); H. Holes. Feeding guilds (right): O. Omnivorous; G. Granivorous; INT. Insectivorous open-nester; IT. Insectivorous hole-nester; N. Number of stations; S. Richness; s. Mean richness; H'. Diversity.

Especies	Guadarrama	Casa de Campo		Gremios
<i>Alectoris rufa</i>	12,5	-	**	S, G
<i>Burhinus oedicephalus</i>	2,5	-		S, INT
<i>Columba oenas</i>	5,0	6,1		H, G
<i>Columba palumbus</i>	20,0	6,1		A, G
<i>Streptopelia turtur</i>	17,5	-	***	M, G
<i>Clamator glandarius</i>	2,5	-		A, INT
<i>Merops apiaster</i>	15,0	-	***	S, INT
<i>Upupa epops</i>	37,5	18,2		H, IT
<i>Dendrocopos major</i>	-	3,0		H, IT
<i>Picus viridis</i>	52,5	63,6		H, IT
<i>Galerida cristata</i>	2,5	-		S, INT
<i>Lullula arborea</i>	42,5	-	***	S, INT
<i>Lanius senator</i>	5,0	-		A, INT
<i>Lanius excubitor</i>	22,5	-	***	A, INT
<i>Oriolus oriolus</i>	20,0	-	***	A, INT
<i>Sturnus unicolor</i>	27,5	21,2		H, O
<i>Cyanopica cyanus</i>	2,5	-		A, O
<i>Pica pica</i>	80,0	100,0	***	A, O
<i>Corvus monedula</i>	27,5	30,3		H, O
<i>Corvus corone</i>	2,5	-		A, O
<i>Sylvia hortensis</i>	5,0	-		A, INT
<i>Sylvia cantillans</i>	25,0	-	***	M, INT
<i>Sylvia undata</i>	47,5	-	***	M, INT
<i>Sylvia melanocephala</i>	-	36,4	***	M, INT
<i>Luscinia megarhynchos</i>	20,0	3,0	*	M, INT
<i>Turdus merula</i>	22,5	3,0	**	A, INT
<i>Turdus viscivorus</i>	10,0	-	**	A, INT
<i>Parus caeruleus</i>	12,5	87,9	***	H, IT
<i>Parus major</i>	30,0	75,8	***	H, IT
<i>Aegithalos caudatus</i>	2,5	6,1		A, INT
<i>Certhia brachydactyla</i>	-	66,7	***	H, IT
<i>Passer domesticus</i>	2,5	9,1		H, G
<i>Passer montanus</i>	2,5	93,9	***	H, G
<i>Petronia petronia</i>	2,5	-		H, G
<i>Fringilla coelebs</i>	60,0	6,1	***	A, G
<i>Serinus serinus</i>	37,5	60,6	*	A, G
<i>Carduelis chloris</i>	2,5	27,3	***	A, G
<i>Carduelis carduelis</i>	5,0	-		A, G
<i>Miliaria calandra</i>	2,5	-		S, G
<i>Emberiza cia</i>	7,5	-	*	M, G
<i>Emberiza cirulus</i>	10,0	-	**	A, G
N	40	33		
S	38	20		
s	7,05	7,24		
H'	3,68	3,03		

22 (el 51%) muestran diferencias significativas en sus frecuencias de aparición, estando nueve de éstas presentes en los dos tipos de encinar. Se incluyen además algunos parámetros de interés (riqueza, riqueza media y diversidad). Se ha realizado un test de la U de Mann-Whitney (SIEGEL, 1956) para comparar la riqueza media de cada comunidad que ha resultado no significativo ($U(40,33)$; $t=0,138$ n.s.). Sin embargo, tanto la riqueza como la diversidad son apreciablemente mayores en los encinares rurales.

En la figura 1 se expone la abundancia de los diferentes gremios tróficos y de nidificación en los dos tipos de encinares, así como el número de especies por gremio (Sg). Como puede observarse, el encinar suburbano se

caracteriza por una mayor importancia de las especies nidificantes en agujeros (páridos, Agateador, Gorrión Molinero; ver también tabla 2), mientras que las aves que crían en el suelo desaparecen por completo (Totovía, etc.). Las especies de nidos abiertos también sufren una considerable reducción, en especial las del matorral, desapareciendo bastantes especies (currucas, alcaudones, ...).

Por lo que concierne a las categorías tróficas hay un incremento notable de los insectívoros trogloditas y algo menor de los granívoros, mientras las especies insectívoras que hacen nidos abiertos disminuyen drásticamente sobre todo en cuanto al número de especies (fig. 1). Hay que señalar que la importancia de las omnívoras, al igual que la de las nidifi-

Fig. 1. Índice de abundancia (I.A., barras) y número de especies (Sg, círculos y triángulos) de cada gremio en los dos encinares: CC. Casa de Campo; GU. Guadarrama. Gremios como en la tabla 2.

Abundance index (I.A., bars) and total number of species (Sg, triangles and circles) for each guild in the two evergreen oak forests. Guilds as in table 2.

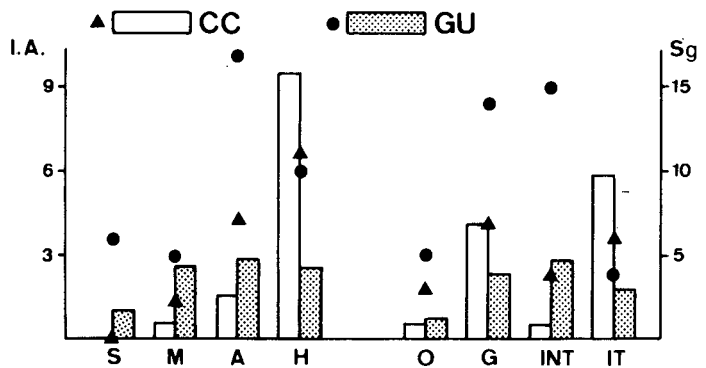
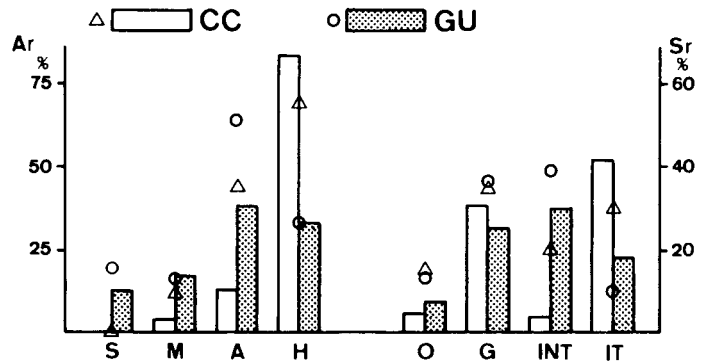


Fig. 2. Abundancia relativa (Ar, barras) y proporción de especies (Sr, círculos y triángulos) de cada gremio en los dos encinares. Siglas como en la figura 1.

Relative abundance (Ar, bars) and proportion of species (Sr, triangles and circles) for each guild in the two evergreen oak forests. Abbreviations as in figure 1.



cantes en árboles, está subvalorada por la ausencia de la Urraca en este análisis (ver Material y Métodos).

Las mismas tendencias básicas se observan cuando se consideran valores relativos (fig. 2), aunque las diferencias en general se atenúan. Granívoras y omnívoras mantienen porcentajes similares en ambas comunidades. Por el contrario los dos gremios de insectívoras y todos los gremios de nidificación tienen proporciones llamativamente diferentes, tanto en número de especies como en abundancia.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos han de ser valorados sobre la base de considerar las diferencias espaciales y temporales existentes en la obtención de los datos para cada tipo de bosque. La caracterización de la comunidad de aves del encinar suburbano se ha realizado en un solo bosque y año, mientras que los encinares rurales han sido muestreados varios años antes y en diferentes masas forestales. Por esta razón, no comentaremos en detalle las diferencias en abundancia de las diferentes especies, que pueden obedecer a cambios climáticos y/o de distribución (expansión o regresión) de las especies. Por ejemplo, el desfase temporal puede ser la causa de la gran abundancia de *Sylvia melanocephala* en el encinar suburbano, ya que se trata de un ave en rápida expansión por el Centro de España que sólo apareció en unas pocas localidades durante la segunda mitad de los años 70 (TELLERÍA & POTTI, 1984) y que en la actualidad está ampliamente distribuida por la provincia de Madrid (obs. pers.).

Por otro lado, la heterogeneidad ambiental asociada al muestreo de diversos encinares rurales puede incrementar adicionalmente el número de especies presentes en los mismos, al incluirse especies contactadas de modo fortuito (11 especies con un solo contacto frente a tres en el encinar suburbano, ver tabla 2), y por lo tanto la diversidad (H'). Por el contrario, la proximidad de importantes plantacio-

nes de *Pinus pinea* en la Casa de Campo, puede favorecer la presencia de determinadas especies (p. ej., el Agateador Común, *Certhia brachydactyla*).

A pesar de estas salvedades, la prueba bilateral realizada sobre la riqueza media (U de Mann-Whitney) no muestra diferencias significativas entre los dos encinares, lo que podría hacer pensar que no hay cambios estructurales importantes causados por la presión urbana sobre la Casa de Campo, dadas las características de este parámetro (BLONDEL et al., 1981). Sin embargo, al clasificar por gremios a las especies de cada encinar (tabla 2; figs. 1, 2) se observan una serie de importantes diferencias entre ambas comunidades que permiten comprender el significado de las interferencias humanas directas (tráfico pedestre y de motor, depredadores domésticos, expolio de nidos, ruidos, etc., ver EMLEN, 1974) e indirectas (degradación de la vegetación herbácea, empobrecimiento florístico, etc.), como factores de supresión de una serie de especies (LUNIAK, 1974) y de incremento de otras (TOMIALOJC, 1986).

En primer lugar, se observa la comentada tendencia al aumento de las especies trogloditas mientras disminuyen las que nidifican en lugares más vulnerables (suelo y arbustos). Este es un fenómeno puesto de manifiesto por muchos autores que lo explican básicamente, como una consecuencia de la mayor protección ofrecida por dicho sustrato de nidificación frente a las interferencias directas (ver, por ejemplo, TOMIALOJC, 1970, 1986; EMLEN, 1974; LUNIAK, 1974, 1983; TOMIALOJC & PROFUS, 1977; DE GRAAF, 1978; DEJONGHE, 1983; etc.). En este caso, parte de esta diferencia podría explicarse como una respuesta a una mayor madurez de las encinas y por lo tanto a una mayor abundancia de agujeros (ver tabla 1). Sin embargo, dada la magnitud del incremento, es posible que este fenómeno se deba a la conjunción de varias causas (abundancia de agujeros, protección, escasez de depredadores naturales, alimentación suplementaria) que merecerían una más profunda investigación. Por el contrario, la desaparición de las especies que nidifican en

el suelo (en especial la Totovía, *Lullula arbo-rea*) parece estar suficientemente explicada por la importante degradación sufrida por el estrato herbáceo en la Casa de Campo (tabla 1).

En segundo lugar, puede observarse que son los insectívoros trogloditas (páridos, Agateador), los que presentan una mayor importancia en la Casa de Campo. Las especies insectívoras que nidifican en otro tipo de sustratos (suelo, árboles o arbustos), parecen soportar peor la presencia humana, ya que los valores de cobertura y altura de matorral y arbolado (tabla 1) son similares en los encinares muestreados (ver, además, EMLEN, 1974; LUNIAK, 1983; DEJONGHE, 1983; TOMIALOJC, 1986).

Como se desprende de las figuras, sólo estos gremios tróficos sufren una reestructuración importante en la comunidad suburbana, tanto desde el punto de vista absoluto (fig. 1) como relativo (fig. 2), mientras que granívoros y omnívoros, gremios de gran importancia en comunidades urbanas (EMLEN, 1974; TOMIALOJC & PROFUS, 1977; LANCASTER & REES, 1979; DE GRAAF & WENTWORTH, 1981; BEISSINGER & OSBORNE, 1982), no muestran diferencias sustanciales entre los dos tipos de encinar considerados, aunque sí existen diferencias cualitativas significativas en su composición específica (tabla 2). En estos dos grupos tróficos se observan, además, ciertas discordancias en las frecuencias observadas para ciertas especies que, tradicionalmente, se han considerado como favorecidas por el proceso de urbanización (véanse al respecto los trabajos de TOMIALOJC, 1970, 1986; BATTEN, 1973; ALONSO & PURROY, 1979; GORSKI, 1982; DEJONGHE, 1983). Así, por ejemplo (tabla 1), el Gorrión Común y el Estornino Negro no son especialmente abundantes en el encinar suburbano, al igual que ocurre con el Mirlo y el Pinzón, muy escasos en la Casa de Campo.

La carencia de céspedes artificiales y la degradación de la vegetación herbácea natural por el pisoteo de los visitantes, pueden ser factores limitantes para éstas y otras especies que buscan su alimento en el suelo. BEISSINGER & OSBORNE (1982) señalan la importan-

cia fundamental del estrato herbáceo para las comunidades urbanas de aves. Esta importancia debe ser tanto mayor cuanto más seco sea el clima, pues EMLEN (1974) ha encontrado que los céspedes regados son el principal factor de enriquecimiento avifaunístico de la ciudad de Tucson (desierto de Arizona) facilitando la colonización del medio urbano por ciertas especies (ver también BERNIS, 1988).

En las circunstancias bioclimáticas de la región Mediterránea donde, a causa de la fuerte estacionalidad, la vegetación herbácea es principalmente de tipo terofítico (anual) (ver PEINADO & RIVAS-MARTÍNEZ, 1987), el pisoteo continuado de prados y céspedes puede suponer a medio plazo su degradación casi irreversible (ver UNESCO, 1976). La degradación del estrato herbáceo del encinar de la Casa de Campo, a causa de su uso como parque público, puede considerarse un hecho negativo para la avifauna, inédito en otro tipo de bosques más húmedos donde esta vegetación soporta mejor la presión humana.

Así, aunque las diferencias encontradas entre las comunidades suburbana y rural son típicas del proceso de urbanización (reducción y/o desaparición de las aves que crían en o cerca del suelo, aumento de la importancia de las aves trogloditas y rarificación de las insectívoras no trogloditas, y descenso de la diversidad; ERZ, 1966; TOMIALOJC, 1970, 1986; DEJONGHE, 1983; etc.), el mantenimiento de la proporción de omnívoras y granívoras es, dentro del conjunto de medios urbanos descritos hasta la fecha, un hecho original, que parece ser debido a la fragilidad del bosque mediterráneo ante este tipo de usos (UNESCO, 1976).

AGRADECIMIENTOS

Jaime Potti nos proporcionó interesante bibliografía. José A. Díaz revisó el resumen en inglés. La lectura crítica de L.M. Carrascal contribuyó a mejorar varios aspectos del manuscrito original. Asimismo, los Dres. L. Tomialojc y F. Rodà revisaron una primera versión. Nuestro agradecimiento a todos ellos. Durante la elaboración del trabajo, uno de nosotros (A.S.) contó con una beca de Formación de Personal Investigador del Ministerio de Educación y Ciencia.

RESUMEN

Se ha comparado la comunidad de aves de los encinares de ámbito rural de la provincia de Madrid con la de un encinar suburbano (la Casa de Campo de Madrid). El método utilizado ha sido el de las estaciones de escucha cualitativa. Las aves trogloditas (nidificantes en agujeros) son más abundantes en la comunidad suburbana, mientras que la importancia de las especies nidificantes en sustratos más vulnerables (suelo, arbustos) se reduce drásticamente. En relación con las preferencias tróficas, se produce una importante reestructuración de los dos gremios de aves insectívoras considerados, disminuyendo las especies insectívoras con nidos abiertos y aumentando los páridos y otras especies trogloditas. Sin embargo, los otros dos gremios (granívoras y omnívoras) no cambian sustancialmente. La degradación del estrato herbáceo de la Casa de Campo puede ser un factor limitante para algunas aves que se alimentan en el suelo.

BIBLIOGRAFÍA

ALONSO, J.A. & PURROY, F.J., 1979. Avifauna de los parques de Madrid. *Naturalia Hispanica*, 18, 1-109.

BATTEN, L.A., 1972. Breeding bird species diversity in relation to increasing urbanization. *Bird Study*, 19: 157-166.

- 1973. Population dynamics of suburban Blackbirds. *Bird Study*, 20: 251-258.

BEISSINGER, S.R. & OSBORNE, D.R., 1982. Effects of urbanization on avian community organization. *Condor*, 84: 75-83.

BERNIS, F. (ed.), 1988. *Aves de los medios urbano y agrícola en las mesetas españolas*. SEO. Madrid.

BLONDEL, J., 1975. L'analyse des peuplements d'oiseaux, éléments d'un diagnostic écologique. I. La méthode des Echantillonnages Fréquentiels Progressifs (E.F.P.). *Terre et Vie*, 29: 533-589.

- 1977. The diagnosis of bird communities by means of frequential sampling. *Pol. Ecol. Stud.*, 3: 19-26.

BLONDEL, J., FERRY, C. & FROCHOT, B., 1981. Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Ecology*, 6: 414-420.

DE GRAAF, R.M., 1978. Avian communities and habitat associations in cities and suburbs. *Wildlife and People*. Proc. J.S. Wright Forestry Conference, 1978. Purdue Univ.

DE GRAAF, R.M. & WENTWORTH, J.M., 1981. Urban bird communities and habitats in New England.

Trans. North Am. Wildl. and Nat. Resour. Conf., 46: 396-413.

DEJONGHE, J.F., 1983. *Les oiseaux des villes et des villages*. Ed. Point Vétérinaire. Maisons-Alfort.

EMLÉN, J.T., 1974. An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor*, 76: 184-197.

ERZ, W., 1966. Ecological principles in the urbanization of birds. *Ostrich*, suppl. 6: 357-363.

FRELIN, C., 1982. La relation fréquence-abondance. Aspects théoriques. Application à un peuplement d'oiseaux. *Terre et Vie*, 36: 435-464.

GORSKI, W., 1982. The breeding birds of Slupsk and its suburban areas. *Acta Zoologica Cracov.*, 26: 31-93.

HOHTOLA, E., 1978. Differential changes in bird community structure with urbanization: a study in Central Finland. *Ornis Scand.*, 9: 94-100.

LANCASTER, R.K. & REES, W.E., 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Can. J. Zool.*, 57: 2358-2368.

LUNIAK, M., 1974. The birds of park biotops in small towns of Central-Eastern Poland. *Acta Ornithologica*, 14: 99-143.

- 1983. The avifauna of urban green areas in Poland and possibilities of managing it. *Acta Ornithologica*, 19: 3-61.

PEINADO, M. & RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1987. *La Vegetación de España*. Univ. Alcalá. Madrid.

SIEGEL, S., 1956. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. Mc Graw-Hill. New York.

SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J., 1979. *Biometría*. H. Blume Ed. Madrid.

TELLERÍA, J.L., 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces. Madrid.

- 1987. Biogeografía de la avifauna nidificante en España Central. *Ardeola*, 34(2): 145-166.

TELLERÍA, J.L. & POTTI, J., 1984. La distribución de las currucas (G. *Sylvia*, Cl. Aves) en el Sistema Central (España). *Doñana, Acta Vert.*, 11(1): 93-103.

TOMIALOJC, L., 1970. Quantitative studies on the synanthropic avifauna of Legnica and its environs. *Acta Ornithologica*, 12: 292-392.

- 1986. Urbanization. En: *A Dictionary of Birds*: 616-617 (B. Campbell & E. Lack, Eds.). T & AD Poyser. Calton.

TOMIALOJC, L. & PROFUS, P., 1977. Comparative analysis of breeding bird communities in two parks of Wrocław and in an adjacent *Quercus-Carpinetum* forest. *Acta Ornithologica*, 16: 117-177.

UNESCO, 1976. *Forêts et maquis méditerranéens: écologie, conservation et aménagement*. Notes techniques du MAB, 2. Les Presses de L'Unesco. Paris.