

# Importancia de los humedales y la diversidad vegetal para la riqueza específica de aves en una zona esteparia del sudeste de España

## Importance of wetland and plant diversity on bird species richness in a steppe-land area of south-eastern Spain

G. MORENO-RUEDA<sup>1, 2</sup> & J.M. RIVAS<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Konrad Lorenz Institut für Vergleichende Verhaltensforschung, Österreichische Akademie der Wissenschaften, Savoyenstraße 1a, A-1160, Wien (Austria).

<sup>2</sup> Departamento de Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, E-18071, Granada (Spain).

<sup>3</sup> Anova, Estudios Ambientales, Cl. Alcazaba, 17, E-18191, Pinos Genil, Granada, España.

Autor para correspondencia: G. Moreno-Rueda. E-mail: gmr@ugr.es

Recibido el 11 de febrero de 2009. Aceptado el 25 de mayo de 2009.

ISSN: 1130-4251 (2009), vol. 20, 21-34

**Palabras clave:** aves esteparias, conservación, riqueza específica aviar

**Key words:** steppe-land birds, conservation, bird species richness

### RESUMEN

La riqueza de especies está determinada en parte por la producción primaria, que en las zonas esteparias está limitada por la disponibilidad de agua. La diversidad de plantas vasculares también puede afectar a la riqueza de especies animales. En el presente trabajo se examina el efecto de una laguna y de la riqueza de plantas vasculares sobre la riqueza de especies de aves en una zona esteparia del sudeste de España. La riqueza de especies fue mayor en la laguna, aunque hubo más especies incluidas en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía (“amenazadas”) en la zona esteparia, con una riqueza de especies “amenazadas” por Km<sup>2</sup> similar en ambas zonas. La presencia de la laguna incrementó en un 18,4% la riqueza de especies total en la zona, y en 15,4% la riqueza de especies amenazadas, incrementando la diversidad Beta. La riqueza de plantas vasculares no tuvo relación con la riqueza de especies de aves. Por tanto, aunque las zonas húmedas presentes en zonas esteparias pueden aumentar la riqueza específica de aves, no necesariamente tienen efectos sobre las especies más vulnerables, ya que éstas frecuentemente son especies propias de estepas en el sudeste español.

### ABSTRACT

Species richness is partially determined by primary productivity, which in steppe-lands is limited by water availability. Vascular plant diversity may also affect species richness. The present work examines the effect of a lagoon and plant richness on bird species richness in a steppe land from southeastern Spain. Species richness is larger in the lagoon, although the steppe bears more species included in the Redbook of Vertebrates of Andalusia (“threatened”). The richness of “threatened” species per Km<sup>2</sup> is similar in both zones. The presence of the lagoon increases the total bird species richness in 18.4%, and threatened species richness in 15.4%, increasing Beta diversity. Vascular plant species richness does not affect bird species richness in the study area. Therefore, although wetlands in steppes may increase bird species richness, they have limited effects on vulnerable species, as these are usually steppe-land birds in south-eastern Spain.

### INTRODUCCIÓN

Varios factores afectan simultáneamente a la distribución de la riqueza específica (revisión en Gaston, 2000; Gaston & Blackburn, 2000; Willig *et al.*, 2003). Entre los principales factores que afectan a la riqueza de especies están los siguientes:

(1) Puesto que la distribución de las especies está fuertemente mediada por su nicho ecológico (Pulliam, 2000), zonas con mayor disponibilidad de nichos ecológicos contienen una mayor riqueza de especies (revisión en Tews *et al.*, 2004). En particular, una división de los nichos tróficos puede favorecer la riqueza específica, al disminuir la competencia interespecífica. Por ejemplo, la riqueza específica de plantas favorece la riqueza de insectos fitófagos (Siemann *et al.*, 1998; Haddad *et al.*, 2001). Además, al incrementar la riqueza de insectos herbívoros, favorecen indirectamente una mayor diversidad de insectos depredadores y parásitos (Knops *et al.*, 1999). Conforme aumenta la riqueza de especies vegetales superiores, aumenta la riqueza de mamíferos frugívoros y, probablemente mediado por la cadena trófica, de mamíferos insectívoros (Andrews & O’Brien, 2000). Para el caso de las aves, conforme mayor es la riqueza de especies de *Ficus*, mayor es la riqueza de especies de aves frugívoras (Kissling *et al.*, 2007). En China, la riqueza específica de plantas vasculares se correlaciona positivamente con la riqueza de la mayoría de los grupos de vertebrados, excepto las aves (Zhao *et al.*, 2006). Sin embargo, otros estudios han fracasado en encontrar una relación entre riqueza específica de vegetales y de animales. Por ejemplo, Hawkins & Porter (2003) no encontraron relación entre la riqueza de mariposas y de angiospermas en California (Estados Unidos). Hawkins

& Pausas (2004) no encontraron relación entre la riqueza de plantas y la riqueza específica de mamíferos, ya sean herbívoros o carnívoros, en Cataluña (Nordeste de España).

(2) Cuanto mayor es la producción primaria mayor es la riqueza específica, en general, de todos los grupos considerados, incluido las aves (Waide *et al.*, 1999; ver también Currie *et al.*, 2004; Evans *et al.*, 2005). La producción primaria depende principalmente de dos factores ambientales: la disponibilidad de energía (usualmente estimada a través de la temperatura, véase Clarke & Gaston, 2006) y la disponibilidad de agua (Currie, 1991; Kleidon & Mooney, 2000). Allí donde la disponibilidad de agua es relativamente baja, como en las zonas de clima Mediterráneo, el factor limitante de la producción vegetal es el agua, mientras que en las zonas a mayor latitud, el factor limitante es la disponibilidad de energía (Hawkins *et al.*, 2003). Esto provoca un patrón geográfico, por el que la importancia relativa de temperatura (indicador de energía) y agua sobre la riqueza específica varía según cual de los dos es limitante, siendo el factor limitante el que adquiere mayor relevancia (Hawkins *et al.*, 2003; Whittaker *et al.*, 2007). En el sur de la Península Ibérica cabe esperar que el factor limitante sea la disponibilidad de agua. Efectivamente, en zonas áridas o semi-áridas, la abundancia de aves está fuertemente constreñida por la disponibilidad de agua (Newton & Newton, 1997).

Por otro lado, las zonas esteparias constituyen un lugar de enorme importancia para la conservación de las aves en España. En general, en Europa, las aves esteparias han sufrido un fuerte declive en los últimos años (Burfield, 2005; Gregory *et al.*, 2005; Santos & Suárez, 2005), que frecuentemente se ha relacionado con cambios en el modo de explotación agrícola y la pérdida de hábitat (Gregory *et al.*, 2005; Onrubia & Andrés, 2005; Sanderson *et al.*, 2005). En este sentido, España es el país más importante de la Unión Europea para la conservación de las aves esteparias, al poseer el mayor número de especies esteparias, las mejores poblaciones y la mayor superficie de estepas (de Juana *et al.*, 1988; Burfield, 2005; Santos & Suárez, 2005).

En el presente trabajo se analiza el efecto de la presencia de zonas húmedas y la diversidad de especies de plantas dicotiledóneas sobre la riqueza de especies de aves en el Término Municipal de El Padul (provincia de Granada, 03° 40' O, 37° 00' N). El hábitat que compone este municipio, que tiene 425 mm. de precipitación anuales, está formado principalmente por estepas, con zonas de cultivo típico de estepas (olivar, almendral y cereal), varios pinares de repoblación dispersos, una pequeña zona montañosa, y una laguna. De acuerdo con lo expuesto anteriormente, se predice que la riqueza de especies de aves incrementará con la presencia de la laguna,

debido a que posee mayor producción primaria, pero también al añadir nuevos hábitats. También se analiza cómo varía la riqueza específica de aves con la riqueza de especies de plantas dicotiledóneas. Los resultados obtenidos son discutidos en virtud de su importancia para la conservación de las aves en las zonas esteparias.

## MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio (el municipio de El Padul, provincia de Granada, SE de España) fue dividida en 98 cuadrículas de 1 Km<sup>2</sup>. Estas cuadrículas fueron prospectadas por J.M.R. en época propicia para la reproducción de las aves, desde abril a julio, ambos meses inclusive, durante el año 2006. En el muestreo se visitaron todos los hábitats existentes dentro de cada cuadrícula, y se anotaron todas las aves detectadas, tanto visual como acústicamente. Las aves que se observaron en vuelo (p.e., hirundínidos, rapaces...) no fueron incluidas cuando se encontraban de paso, pero sí cuando mostraban un comportamiento de búsqueda de alimento, ya que es presumible que el hábitat situado en la cuadrícula afectara a la presencia de las aves en dicho lugar. Se procuró que el esfuerzo de muestreo fuese homogéneo entre cuadrículas, invirtiendo aproximadamente tres horas de muestreo por cuadrícula. Los muestreos se realizaron sólo cuando había buenas condiciones meteorológicas, evitando muestrear en días de lluvia o fuerte viento. También se prospectaron las especies vegetales presentes en 81 cuadrículas mediante búsqueda activa en los diferentes tipos de hábitats presentes. No obstante, no se consideraron las monocotiledóneas por su difícil taxonomía, ni los cultivos. De esta forma se obtuvo la riqueza de especies de aves por Km<sup>2</sup> en 98 cuadrículas, y de plantas en 81.

Para comprobar el efecto de la presencia de la laguna sobre la riqueza específica de aves, se comparó la riqueza media de especies de aves por Km<sup>2</sup> en las cuadrículas que incluían a la laguna (9 cuadrículas) con 9 cuadrículas exteriores a la laguna, situadas en zona esteparia, seleccionadas al azar. También se comprobó si había diferencias dentro y fuera de la laguna para las especies "amenazadas", considerando como tales aquéllas incluidas en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía (Franco Ruiz & Rodríguez de los Santos, 2001). Las comparaciones se realizaron con el test de la U de Mann-Whitney, como se recomienda cuando el tamaño de muestra es bajo (Siegel & Castellan, 1988). Los datos medios son dados con la desviación típica.

Además, se examinó cuántas especies nuevas añadía la laguna a la zona esteparia, incrementando la diversidad Beta (Margalef, 1995). Para ello se seleccionaron 10 cuadrículas al azar, excluyendo las nueve cuadrículas de la

laguna, y las siete cuadrículas esteparias inmediatamente adyacentes (para examinar en más detalle un efecto borde). Conocida la riqueza específica de aves proporcionada por estas 10 cuadrículas, se añadieron, de manera secuencial, especies nuevas procedentes de cuadrículas seleccionadas al azar y agrupadas en ocho bloques de 9 cuadrículas (el mismo número que cuadrículas incluyendo la laguna). Una vez conocida la riqueza específica de toda la zona esteparia se añadieron las especies de nueva aparición (no detectadas en las cuadrículas consideradas hasta el momento) presentes en las siete cuadrículas esteparias adyacentes a la laguna. Finalmente, se añadieron las especies exclusivas de la laguna. En cada paso se calculó el incremento (en porcentaje) en riqueza de especies producido por la consideración de nuevas cuadrículas.

Posteriormente, para comprobar la relación entre riqueza de plantas y riqueza de avifauna, se utilizó una Regresión Linear, con la riqueza específica de aves por cuadrícula como la variable dependiente. Se comprobó que las variables seguían una distribución normal según el test de Kolmogorov-Smirnov. No fue el caso de la riqueza específica de aves, por lo que se transformó mediante el logaritmo de base 10 para que su distribución se ajustara a una normal (Sokal & Rohlf, 1995). En el modelo, además, se introdujeron las coordenadas X e Y del centro de cada cuadrícula, así como los términos  $X^2$ ,  $Y^2$ ,  $X^3$ ,  $Y^3$ ,  $X*Y$ ,  $X^2*Y$ ,  $X*Y^2$ , siguiendo a Legendre (1993). De este modo se controló por la autocorrelación espacial. Debe tenerse en cuenta que, especialmente por el efecto de la laguna, cabe esperar que la distribución de la riqueza de especies esté fuertemente influida por el espacio. El análisis se repitió con la riqueza de especies de aves “amenazadas” (ver arriba).

## RESULTADOS

Se detectaron 90 especies de aves en el municipio de El Padul (Apéndice 1), con un promedio de  $15,8 \pm 8,1$  especies por  $\text{Km}^2$ . De estas especies, 15 están incluidas en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía, por lo que se consideraron “amenazadas”. La riqueza de especies amenazadas por  $\text{Km}^2$  fue de  $1,3 \pm 1,4$ . En las nueve cuadrículas que contenían la laguna se detectaron un promedio de  $35,6 \pm 8,6$  especies por  $\text{Km}^2$ . En las 9 cuadrículas seleccionadas al azar fuera de la laguna hubo  $14,6 \pm 4,2$  especies por  $\text{Km}^2$ , lo que no varía de forma significativa con el promedio de especies encontrado para todo el municipio (arriba). La riqueza de especies de aves en la laguna fue significativamente mayor que fuera de la laguna, en la estepa ( $z = 3,49$ ;  $p < 0,001$ ). Para las especies amenazadas, la riqueza en la laguna fue de  $2,2 \pm 1,6$  especies por  $\text{Km}^2$ , que resultó

ligeramente, pero no significativamente, mayor que en la estepa ( $1,3 \pm 1,4$  especies por  $\text{Km}^2$ ;  $z = 1.15$ ;  $p = 0.24$ ). El porcentaje promedio de especies amenazadas por cuadrícula fue, de hecho, ligeramente mayor en la estepa ( $8,5 \pm 9,7 \%$ ) que en la laguna ( $5,5 \pm 3,6\%$ ), aunque las diferencias no fueron significantivas ( $z = 0,13$ ;  $p = 0.89$ ).

Seleccionando 10 cuadrículas esteparias al azar se obtuvo una riqueza específica total de 47 especies de aves. Conforme se añadían bloques aleatorios de nueve cuadrículas al cálculo de la riqueza específica total, ésta fue incrementando, pero cada vez de manera menos acusada (Fig. 1). La adición de las últimas 18 cuadrículas esteparias sólo aportó dos especies nuevas a la riqueza específica total. Sin embargo, cuando se añadieron las siete cuadrículas del borde de la laguna, la riqueza se incrementó en un 6,8% (cinco especies nuevas), sugiriendo la existencia de un pequeño efecto borde (Fig. 1). La adición de la laguna incrementó la riqueza específica total en un 18,4%. Respecto a las especies amenazadas, la laguna sólo aportó dos especies nuevas (un 15,4%) con respecto a las 13 especies presentes en la estepa (ver Apéndice 1).

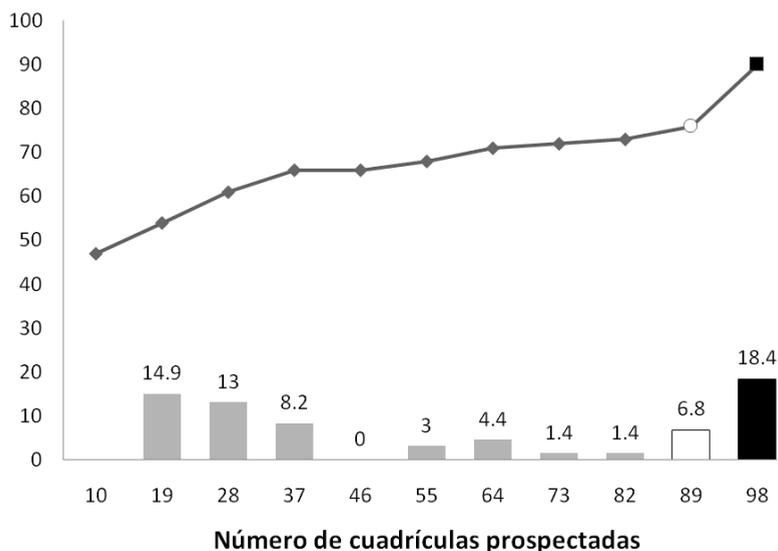


Fig. 1.—La línea indica el incremento en el número total de especies conforme se van añadiendo cuadrículas prospectadas. Las barras indican el porcentaje de incremento ocurrido, que se indica también numéricamente. Los rombos y las barras grises se refieren a cuadrículas propias de la estepa. El círculo y la barra blanca señalan las cuadrículas de estepa situadas en el borde de la laguna. El cuadrado y la barra negra indican las cuadrículas de la laguna.

Fig. 1.—The line indicates the increase in total species richness when new squares are added. Bars are the percentage of increase, also signaled with numbers on bars. Grey rhombuses and bars are squares of steppe-land. White circle and bar are the squares in the edge of the lagoon. Black square and bar are referred to the lagoon.

En total, hubo 39 especies propias de la estepa, 14 propias de la laguna, y 37 presentes en ambas zonas. En cambio, con respecto a las especies amenazadas, hubo 11 propias de la estepa, 2 propias de la laguna y 2 presentes en ambos biotopos. La frecuencia de especies amenazadas presentes en la estepa fue mayor de lo esperado (6,5) considerando la distribución de las especies en general, mientras que la frecuencia de especies amenazadas compartidas por ambos hábitats fue menor de lo esperado (6,2), y la frecuencia de especies amenazadas exclusivas de la laguna se aproximó a lo esperado (2,3;  $\chi^2 = 6,0$ ; g.l. = 2;  $p < 0,05$ ).

Con respecto a la vegetación, se encontró un promedio de  $27,0 \pm 12,3$  especies de plantas por  $\text{Km}^2$  en la zona de estudio. La relación entre riqueza de plantas y de aves fue prácticamente nula, después de controlar por la autocorrelación espacial ( $\beta = -0,02 \pm$  error estándar: 0,119;  $F_{1,70} = 0,02$ ;  $p = 0,88$ ). La ausencia de un resultado podría estar mediada por la presencia de la laguna, pero al repetir los análisis tras eliminar las siete cuadrículas que contenían la laguna para las que se había prospectado la riqueza de especies vegetales, los resultados obtenidos fueron similares ( $\beta = 0,11 \pm 0,131$ ;  $F_{1,63} = 0,69$ ;  $p = 0,41$ ). Considerando sólo las especies amenazadas (transformadas por el logaritmo de base 10 para que la variable se ajuste a una distribución normal) tampoco se encontró relación entre riqueza de plantas y de aves ( $\beta = 0,12 \pm 0,126$ ;  $F_{1,70} = 0,85$ ;  $p = 0,36$ ).

## DISCUSIÓN

Las zonas húmedas constituyen lugares de alta riqueza específica de aves (Knopf & Samson, 1994), y efectivamente, la riqueza de especies de aves por  $\text{Km}^2$  en la laguna fue muy superior (más del doble) que en la zona esteparia. La presencia de la laguna, de hecho, incrementó en al menos un 18,4% la riqueza específica de la zona. Por tanto, los humedales son lugares de especial interés para la conservación de las aves, especialmente cuando el hábitat que los rodea es estepario, y por consiguiente, pobre en especies. Sin embargo, la riqueza de especies amenazadas, aunque fue de casi una especie más por  $\text{Km}^2$  en la laguna, no llegó a diferir significativamente entre laguna y estepa. Esto es debido a que la mayoría de las especies amenazadas que había en la zona de estudio habitaban en la zona esteparia (Apéndice 1). De hecho, en la laguna sólo se detectaron 4 de las 15 especies amenazadas presentes en la zona de estudio: torcecuello (*Jynx torquilla*), autillo (*Otus scops*), rascón (*Rallus aquaticus*) y tórtola europea (*Streptopelia turtur*). Debe notarse que de las 4 especies amenazadas que aparecieron en el humedal, sólo dos (torcecuello y rascón) no se encontraron

fuera de la laguna, mientras que en la estepa hubo 11 especies amenazadas ausentes en la laguna (Apéndice 1).

Este resultado pone de manifiesto que la riqueza total de especies no siempre está correlacionada con la abundancia de especies amenazadas (Orme *et al.*, 2005; Grenyer *et al.*, 2006). En conclusión, las zonas húmedas presentes en las estepas son útiles al incrementar la riqueza total de especies de aves, pero no favorecen especialmente a las especies esteparias, ni, en general, a las especies amenazadas, al menos en la zona de estudio. No obstante, incrementan la diversidad Beta, aumentando la riqueza paisajística. No debe descartarse tampoco que en otras zonas húmedas exista una mayor presencia de especies amenazadas propias de estos hábitats.

Por otro lado, se predecía una relación entre la riqueza de especies de plantas y de aves, como consecuencia de las relaciones tróficas entre ambos grupos, ya que la riqueza de plantas generará una mayor amplitud de nichos tróficos disponibles para las aves, permitiendo la coexistencia de un mayor número de especies (ver Introducción). Sin embargo, mientras algunos estudios han encontrado una correlación positiva entre riqueza de plantas y de algunos grupos animales (Siemann *et al.*, 1998; Knops *et al.*, 1999; Andrews & O'Brien, 2000; Boone & Krohn, 2000; Haddad *et al.*, 2001; Pey-Yi & Rotenberry, 2005; Kissling *et al.*, 2007), otros han fracasado en encontrar tal relación (Hawkins & Porter, 2003; Hawkins & Pausas, 2004; este estudio). Esto sugiere que la relación entre la riqueza de plantas y de animales puede ser compleja, y depender del grupo estudiado o de la influencia relativa de otras variables. En este estudio, no se puede descartar que la riqueza de especies de aves esté influida por la riqueza de monocotiledóneas, que no han sido consideradas, así como la diversidad de vegetación de cultivo, que tampoco se ha considerado. Otros estudios han manifestado la importancia de la heterogeneidad vegetal, con respecto a hábitat y estructura, para las aves esteparias (Wolff, 2005), y otros grupos de aves como las forestales (Tellería *et al.*, 1992). Esto podría haber contribuido al incremento de especies en la laguna, debido a la complejidad estructural generada por la vegetación asociada, así como al incremento en el número de hábitats (aguas abiertas, carrizal, pastizal húmedo, etcétera).

En definitiva, este estudio pone de manifiesto la importancia de las zonas húmedas, con mayor producción vegetal y una adición de nichos ecológicos, para incrementar la diversidad Beta en los ambientes esteparios. Si bien, la presencia de zonas húmedas en las estepas no repercutirá en un incremento en la riqueza de especies esteparias, aunque sí incrementa la riqueza específica total de avifauna, y favorece a especies amenazadas propias de los ambientes húmedos.

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado por el Ayuntamiento de El Padul, y constituye el artículo científico #5 de la Estación Ornitológica de Padul. Los comentarios de dos revisores anónimos mejoraron notablemente el manuscrito.

## BIBLIOGRAFÍA

- ANDREWS, P. & O'BRIEN, E. 2000. Climate, vegetation, and predictable gradients in mammal species richness in southern Africa. *Journal of Zoology*, 251: 205-231.
- BOONE, R.B. & KROHN, W.B. 2000. Partitioning sources of variation in vertebrate species richness. *Journal of Biogeography*, 27: 457-470.
- BURDFIELD, I.J. 2005. The conservation status of steppic birds in Europe. En: BOTA, G., MORALES, M. B., MAÑOSA, S. & CAMPRDON, J. (Eds.). *Ecology and conservation of steppe-land birds*: 119-140. Lynx Edicions. Barcelona.
- CLARKE, A. & GASTON, K.J. 2006. Climate, energy and diversity. *Proceedings of the Royal Society B*, 273: 2257-2266.
- CURRIE, D.J. 1991. Energy and large-scale patterns of animal and plant species richness. *American Naturalist*, 137: 27-49.
- CURRIE, D.J., MITTELBACH, G.G., CORNELL, H.V., FIELD, R., GUÉGAN, J.-F., HAWKINS, B.A., KAUFMAN, D.M., KERR, J.T., OBERDOFF, T., O'BRIEN, E. & TURNER, J.R. G. 2004. Predictions and tests of climate-based hypotheses of broad-scale variation in taxonomic richness. *Ecology Letters*, 7: 1121-1134.
- DE JUANA, E., SANTOS, T. SUÁREZ, F. & TELLERÍA, J.L. 1988. Status and conservation of steppe birds and their habitats in Spain. En: Goriup, P. (Ed.). *Ecology and conservation of grassland birds*: 30-57. ICBP. Cambridge.
- EVANS, K.L., WARREN, P.H. & GASTON, K.J. 2005. Species-energy relationships at the macroecological scale: review of the mechanisms. *Biological Reviews*, 80: 1-25.
- FRANCO RUIZ, A. & RODRÍGUEZ DE LOS SANTOS, M. (Coordinadores) 2001. *Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente-Junta de Andalucía. Sevilla.
- GASTON, K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405: 220-227.
- GASTON, K.J. & BLACKBURN, T.M. 2000. *Patterns and processes in macroecology*. Blackwell Publishing. Oxford.
- GREGORY, R.D., VAN STRIEN, A., VORISEK, P., MEYLING, A.W.G., NOBLE, D.G., FOPPEN, R.P.B. & GIBBONS, D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 269-288.
- GRENYER, R., ORME, C.D.L., JACKSON, S.F., THOMAS, G.H., DAVIES, R.G., DAVIES, T.J., JONES, K.E., OLSON, V.A., RIDGELY, R.S., RASMUSSEN, P.C., DING, T.-S., BENNETT, P.M., BLACKBURN, T.M., GASTON, K.J., GITTLEMAN, J.L. & OWENS, I.P.F. 2006. Global distribution and conservation of rare and threatened vertebrates. *Nature*, 444: 93-96.
- HADDAD, N.M., TILMAN, D., HAARSTAD, J., RITCHIE, M. & KNOPS, J.M.H. 2001. Contrasting effects of plant richness and composition on insect communities: A field experiment. *American Naturalist*, 158: 17-35.
- HAWKINS, B.A., FIELD, R., CORNELL, H.V., CURRIE, D.J., GUÉGAN, J.-F., KAUFMAN, D.M., KERR,

- J.T., MITTELBACH, G.G., OBERDOFF, T., O'BRIEN, E.M., PORTER, E.E. & TURNER, J.R.G. 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, 84: 3105-3117.
- HAWKINS, B.A. & PAUSAS, J.G. 2004. Does plant richness influence animal richness?: the mammals of Catalonia (NE Spain). *Diversity and Distribution*, 10: 247-252.
- HAWKINS, B.A. & PORTER, E.E. 2003. Does herbivore diversity depend on plant diversity? The case of California butterflies. *American Naturalist*, 161: 40-49.
- KISSLING, W.D., RAHBEK, C. & BÖHNING-GAESE, K. 2007. Food plant diversity as broad-scale determinant of avian frugivore richness. *Proceedings of the Royal Society B*, 274: 799-808.
- KLEIDON, A. & MOONEY, H.A. 2000. A global distribution of biodiversity inferred from climatic constraints: results from a process-based modelling study. *Global Change Biology*, 6: 507-523.
- KNOPF, F.L. & SAMSON, F.B. 1994. Scale perspectives on avian diversity in Western riparian ecosystems. *Conservation Biology*, 8: 669-676.
- KNOPS, J.M.H., TILMAN, D., HADDAD, N.M., NAEEM, S., MITCHELL, C.E., HAARSTAD, J. & RITCHIE, M. 1999. Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, and insect abundances and diversity. *Ecology Letters*, 2: 286-293.
- LEGENDRE, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74: 1659-1673.
- MARGALEF, R. 1995. *Ecología*. Omega. Barcelona.
- NEWTON, S.F. & NEWTON, A.V. 1997. The effect of rainfall and habitat on abundance and diversity of birds in a fenced protected area in the central Saudi Arabian desert. *Journal of Arid Environments*, 35: 715-735.
- ONRUBIA, A. & ANDRÉS, T. 2005. Impact of human activities on steppe-land birds: a review in the context of the Western Palearctic. En: BOTA, G., MORALES, M.B., MAÑOSA, S. & CAMPRODON, J. (Eds.). *Ecology and conservation of steppe-land birds*: 185-210. Lynx Edicions. Barcelona.
- ORME, C.D.L., DAVIES, R.G., BURGESS, M., EIGENBROD, F., PICKUP, N., OLSON, V.A., WEBSTER, A.J., DING, T.-S., RASMUSSEN, P.C., RIDGELY, R.S., STATTERSFIELD, A.J., BENNETT, P.M., BLACKBURN, T.M., GASTON, K.J. & OWENS, I.P.F. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436: 1016-1019.
- PEY-YI, L. & ROTENBERRY, J.T. 2005. Relationships between bird species and tree species assemblages in forested habitats of eastern North America. *Journal of Biogeography*, 32: 1139-1150.
- PULLIAM, H.R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3: 349-361.
- SANDERSON, F.J., DONALD, P.F. & BURFIELD, I.J. 2005. Farmland birds in Europe: from policy change to population decline and back again. En: BOTA, G., MORALES, M.B., MAÑOSA, S. & CAMPRODON, J. (Eds.). *Ecology and conservation of steppe-land birds*: 211-236. Lynx Edicions. Barcelona.
- SANTOS, T. & SUÁREZ, F. 2005. Biogeography and population trends of Iberian steppe birds. En: BOTA, G., MORALES, M. B., MAÑOSA, S. & CAMPRODON, J. (Eds.). *Ecology and conservation of steppe-land birds*: 69-102. Lynx Edicions. Barcelona.
- SIEGEL, S. & CASTELLAN, N.J., JR. 1988. *Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences*. McGraw-Hill. Nueva York.
- SIEMANN, E., TILMAN, D., HAARSTAD, J. & RITCHIE, M. 1998. Experimental test of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *American Naturalist*, 152, 738-750.

- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. 1995. *Biometry*. Freeman. Nueva York.
- TELLERÍA J.L., SANTOS T., SÁNCHEZ A. & GALARZA A. 1992. Habitat structure predicts bird diversity distribution in Iberian forests better than climate. *Bird Study*, 39: 63-68.
- TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBÖRGER, K., WICHMANN, M.C., SCHWAGER, M. & JELTSCH, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92.
- WAIDE, R.B., WILLIG, M.R., STEINER, C.F., MITTELBACH, G.G., GOUGH, L., DOBSON, S.I., JUDAY, G.P. & PARMENTER, R. 1999. The relationship between productivity and species richness. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 257-300.
- WHITTAKER, R.J., NOGUÉS-BRAVO, D. & ARAÚJO, M.B. 2007. Geographical gradients of species richness: a test of the water-energy conjecture of Hawkins et al. (2003) using European data for five taxa. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 76-89.
- WILLIG, M.R., KAUFMAN, D.M. & STEVENS, R.D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity, patterns, processes, scale, and synthesis. *Annual Review in Ecology and Systematics*, 34: 273-310.
- WOLFF, A. 2005. Influence of landscape and habitat heterogeneity on the distribution of steppe-land birds in the Cray, southern France. En: BOTA, G., MORALES, M. B., MAÑOSA, S. & CAMPRODON, J. (Eds.). *Ecology and conservation of steppe-land birds*: 141-168. Lynx Edicions. Barcelona.
- ZHAO, S., FANQ, J., PENG, C. & TANQ, Z. 2006. Relationships between species richness of vascular plants and terrestrial vertebrates in China: analyses based on data of nature reserves. *Diversity and Distribution*, 12, 189-194.

APÉNDICE 1.—Especies detectadas en el municipio de El Padul. En negrita se señalan las especies consideradas como “amenazadas”, incluidas en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía. Se indica el total de cuadrículas que ocuparon las especies en todo el municipio y en la laguna.

APENDIX 1.—Species detected in the municipality of El Padul. In bold species considered “threatened”, those included in the Redbook of Vertebrates of Andalusia. It is shown the total number of squares occupied by species in the whole municipality and in the lagoon.

Nombre vernáculo	Nombre científico	Total	Laguna
Abejaruco europeo	<i>Merops apiaster</i>	38	5
Abubilla	<i>Upupa epops</i>	18	9
Agateador común	<i>Certhia brachydactyla</i>	7	0
Águila calzada	<i>Hieraaetus pennatus</i>	11	0
<b>Águila Real</b>	<b><i>Aquila chrysaetos</i></b>	3	0
<b>Águila-azor perdicera</b>	<b><i>Hieraaetus fasciatus</i></b>	1	0
Alcaraván común	<i>Burhinus oedicnemus</i>	16	0
Alcaudón común	<i>Lanius senator</i>	20	6
Alcaudón real meridional	<i>Lanius meridionalis</i>	25	0
<b>Alondra ricotí</b>	<b><i>Chersophilus duponti</i></b>	12	0

APÉNDICE 1.—*Continuación*APENDIX 1.—*Continuation*

Ánade azulón	<i>Anas platyrhynchos</i>	8	7
Arrendajo común	<i>Garrulus glandarius</i>	22	0
<b>Autillo europeo</b>	<b><i>Otus scops</i></b>	8	4
Avión común	<i>Delichon urbica</i>	12	8
Avión roquero	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	2	0
Azor común	<i>Accipiter gentilis</i>	1	0
<b>Bisbita campestre</b>	<b><i>Anthus campestris</i></b>	3	0
Búho chico	<i>Asio otus</i>	1	0
Búho real	<i>Bubo bubo</i>	8	0
Buitrón	<i>Cisticola juncidis</i>	7	7
Calandria	<i>Miliaria calandra</i>	28	0
Carbonero común	<i>Parus major</i>	42	9
Carbonero garrapinos	<i>Parus ater</i>	22	0
Carricero común	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	7	7
Carricero tordal	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	6	6
Cernícalo vulgar	<i>Falco tinnunculus</i>	21	5
<b>Chotacabras cuellirrojo</b>	<b><i>Caprimulgus ruficollis</i></b>	2	0
<b>Chova piquirroja</b>	<b><i>Pyrhacorax pyrrhacorax</i></b>	4	0
Codorniz común	<i>Coturnix coturnix</i>	9	6
Cogujada común	<i>Galerida cristata</i>	10	9
Cogujada montesina	<i>Galerida theklae</i>	72	1
Colirrojo tizón	<i>Phoenicurus ochruros</i>	2	0
<b>Collalba negra</b>	<b><i>Oenanthe leucura</i></b>	4	0
Collalba rubia	<i>Oenanthe hispanica</i>	13	0
Críalo europeo	<i>Clamator glandarius</i>	18	1
Cuco común	<i>Cuculus canorus</i>	10	4
Culebrera europea	<i>Circaetus gallicus</i>	10	0
Curruca cabecinegra	<i>Sylvia melanocephala</i>	25	9
Curruca capirotada	<i>Sylvia atricapilla</i>	4	3
Curruca carrasqueña	<i>Sylvia cantillans</i>	14	0

## APÉNDICE 1.—Continuación

## APENDIX 1.—Continuation

Curruca rabilarga	<i>Sylvia undata</i>	20	0
<b>Curruca tomillera</b>	<b><i>Sylvia conspicillata</i></b>	23	0
Escribano montesino	<i>Emberiza cia</i>	19	0
Escribano soteño	<i>Emberiza cirulus</i>	2	0
Estornino negro	<i>Sturnus unicolor</i>	33	9
Focha común	<i>Fulica atra</i>	6	6
Gallineta común	<i>Gallinula chloropus</i>	7	7
<b>Ganga ortega</b>	<b><i>Pterocles orientalis</i></b>	7	0
Golondrina común	<i>Hirundo rustica</i>	24	9
Gorrión chillón	<i>Petronia petronia</i>	5	0
Gorrión común	<i>Passer domesticus</i>	26	9
Gorrión molinero	<i>Passer montanus</i>	5	5
Grajilla	<i>Corvus monedula</i>	5	0
Herrerillo capuchino	<i>Parus cristatus</i>	1	0
Herrerillo común	<i>Parus caeruleus</i>	14	7
Jilguero	<i>Carduelis carduelis</i>	59	9
Lavandera blanca	<i>Motacilla alba</i>	5	5
Lavandera boyera	<i>Motacilla flava</i>	1	1
Lechuza común	<i>Tyto alba</i>	6	6
Mirlo común	<i>Turdus merula</i>	28	9
Mito	<i>Aegithalus caudatus</i>	4	0
Mochuelo europeo	<i>Athene noctua</i>	37	9
Oropéndola	<i>Oriolus oriolus</i>	6	3
Paloma torcaz	<i>Columba palumbus</i>	47	7
Papamoscas gris	<i>Muscicapa striata</i>	2	2
Pardillo común	<i>Carduelis cannabina</i>	60	8
Perdiz roja	<i>Alectoris rufa</i>	63	0
Pico picapinos	<i>Dendrocopos major</i>	1	0
Pinzón vulgar	<i>Fringilla coelebs</i>	83	9
Piquituerto común	<i>Loxia curvirostra</i>	11	0

APÉNDICE 1.—*Continuación*APENDIX 1.—*Continuation*

Pito real	<i>Picus viridis</i>	11	1
<b>Rascón europeo</b>	<b><i>Rallus aquaticus</i></b>	5	5
Reyezuelo listado	<i>Regulus ignicapillus</i>	14	0
Ruiseñor bastardo	<i>Cettia cetti</i>	7	7
Ruiseñor común	<i>Luscinia megarhynchos</i>	10	8
<b>Sisón común</b>	<b><i>Tetrax tetrax</i></b>	3	0
Tarabilla común	<i>Saxicola torquata</i>	47	8
Terrera común	<i>Certhia brachydactyla</i>	15	0
<b>Torcecuello</b>	<b><i>Jynx torquilla</i></b>	4	4
<b>Tórtola europea</b>	<b><i>Streptopelia turtur</i></b>	34	7
Tórtola turca	<i>Streptopelia decaocto</i>	13	9
Totovía	<i>Lullula arborea</i>	28	0
Triguero	<i>Miliaria calandra</i>	77	9
Urraca	<i>Pica pica</i>	25	2
Vencejo común	<i>Apus apus</i>	31	7
Verdecillo	<i>Serinus serinus</i>	44	9
Verderón común	<i>Carduelis chloris</i>	26	8
Zampullin chico	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	2	2
Zarcero común	<i>Hippolais polyglotta</i>	9	8
Zorzal charlo	<i>Turdus viscivorus</i>	21	0