

Evolución estacional de la avifauna en un parque urbano del N de España: el caso de Cristina-Enea (Donostia-San Sebastián)

Agustín Mendiburu & Juan Arizaga

Mendiburu, A. & Arizaga, J. 2011. Evolución estacional de la avifauna en un parque urbano del N de España: el caso de Cristina-Enea (Donostia-San Sebastián). *Chioglossa*, 3: 97-107.

Se describe la evolución de la comunidad de aves en el parque de Cristina-Enea (Donostia-San Sebastián) a lo largo de un ciclo anual. El estudio se realizó entre los meses de febrero de 2007 y enero de 2008, mediante censos (transectos), con una frecuencia de cuatro censos por mes. En conjunto se detectaron 58 especies de aves (50 fueron paseriformes). El patrón de distribución temporal de especies mostró un máximo en abril y otro en agosto, y valores mínimos en enero y junio. Considerando el ensamblado de aves, se formaron dos "clusters", o grupos, uno entre los meses de octubre y marzo y otro de abril a septiembre, caracterizándose este último por las especies transaharianas. En cuanto a la abundancia, esta mostró un máximo en abril y otro en octubre, coincidiendo nuevamente con los periodos de paso. Cristina-Enea presenta, así, una comunidad muy poco estable condicionada por las especies temporales.

Palabras clave: avifauna, región cantábrica, comunidad, parque urbano.

INTRODUCCIÓN

La desaparición y alteración del hábitat natural alcanza uno de sus más dramáticos ejemplos en la urbanización. En este contexto, son precisamente los grandes parques urbanos los que desempeñan un papel clave en la conservación de la diversidad de seres vivos (*e.g.*, Fernández-Juridic & Jokimaki, 2001; Sorace, 2001). No obstante, y tal vez por considerarse hábitats artificiales o marginales, los parques urbanos han sido tradicionalmente ignorados en la literatura científica. A partir de las últimas décadas han sido cada vez más los estudios que demuestran su gran interés para la avifauna (Sasvari, 1984; Ptaszyk, 1987; Honza, 1992), al margen de su valor desde otros puntos de vista.

En España, la descripción de comunidades de aves en parques urbanos se da fundamentalmente a partir de la década de 1970 (Alonso & Purroy, 1979; Zugarrondo *et al.*, 1986; Alegre *et al.*, 1987; Batllori & Uribe, 1988;

Mendoza *et al.*, 1994; Velasco & Blanco, 1996; Murgui & Valentín, 2003). Asimismo, todos ellos se centran en la región mediterránea, no habiendo en consecuencia estudios para el área cantábrica, donde, dadas las diferentes características climáticas, la comunidad de aves podría variar. Por otro lado, no en todos los casos se ha considerado el ciclo anual completo (Alegre *et al.*, 1987; Batllori & Uribe, 1988; Mendoza *et al.*, 1994; Velasco & Blanco, 1996). El presente estudio se propone como objetivo analizar la evolución de la comunidad de aves salvajes a lo largo del ciclo anual en un parque urbano localizado en la región cantábrica (N. de España).

MATERIAL Y MÉTODO

Área de estudio

El estudio se realizó en el parque de Cristina-Enea, localizado en la ciudad de Donostia-San Sebastián (Figura 1). El parque cuenta con una superficie de 9,5 ha y se localiza en

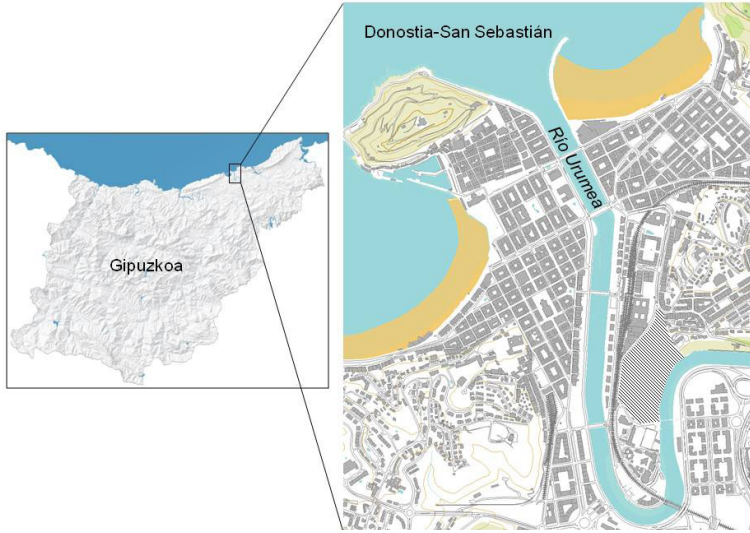


Figura 1. Localización de Cristina-Enea (área rayada), en la ciudad de Donostia-San Sebastián. Fuente: Diputación de Gipuzkoa. [Location of Cristina-Enea (barred area) within the city of Donostia-San Sebastián. Source: Council of Gipuzkoa.]

la ribera del río Urumea, justo antes de su desembocadura en el Cantábrico. La vegetación se constituye en dos unidades (A. Urkizu, com. pers.): (1) un bosque joven dominado por laureles (*Laurus nobilis*), frondoso y estructuralmente complejo, que ocupa las zonas del parque con mayor pendiente; su sotobosque es rico en zarzas (*Rubus* spp.) y zarzaparrillas (*Smilax aspera*); (2) el parque propiamente dicho, con algunas pequeñas charcas así como plantaciones de arbolado (habiendo varios ejemplares de gran tamaño y siendo la cobertura del estrato arbóreo muy alta), en las que se pueden encontrar brotes de laurel, fresno (*Fraxinus* sp.) y roble (*Quercus* sp.), pero estructuralmente sencillo, al faltar el estrato arbustivo. A pesar de su localización ribereña el parque carece de soto, llegando el bosque de laurel al borde mismo del río.

El método de muestreo consistió en un transecto de 1,5 km, realizado a partir de la salida del sol y por el mismo observador (A. Mendiburu). Se anotaron las especies tanto oídas (cantos de celo, llamadas de alarma, etc.) como observadas, considerando única-

mente las especies silvestres. No se consideraron los ejemplares que sólo sobrevolaron el parque, como cormoranes (Phalacrocoracidae), garzas (Ardeidae), gaviotas (Laridae) o algunas rapaces, pero sí las que se observaron cazando en el estrato aéreo, como vencejos (Apodidae), aviones (Hirundinidae) y especies afines.

Se realizaron cuatro transectos por mes (dos por quincena), entre los meses de febrero de 2007 y enero de 2008, excepto en enero (dos transectos) y octubre (tres).

Análisis estadísticos

Se estudió la riqueza y su variación a lo largo del periodo de estudio, y el ensamblaje de aves. El empleo del número de especies contadas (observadas) es habitual en estudios donde se analiza la riqueza (Enoksson *et al.*, 1995; Knick & Rotenberry, 1995; Riffell *et al.*, 1996). No obstante, este método sólo es justificable (o válido) cuando todas las especies se detectan con igual probabilidad, y cuando ésta es igual entre todas las zonas o unidades de análisis. Desafortunadamente, esta proba-

bilidad rara vez suele ser igual para todos los casos (Boulinier *et al.*, 1998) y, así, las especies más raras son más difíciles de detectar que las menos raras o las más abundantes. Para solucionar este problema existe una amplia gama de metodologías, que consideran las especies no contadas en la muestra a partir del patrón de ocurrencia de las especies que sí se han registrado (Burnham & Overton, 1979; Heltshe & Forester, 1983; Palmer, 1990; Baltanas, 1992; Chao *et al.*, 1992; Mingoti & Meeden, 1992; Bunge & Fitzpatrick, 1993; Hodkinson & Hodkinson, 1993; Colwell & Coddington, 1994; Solow, 1994). En nuestro análisis se decidió emplear el índice de Jackknife, al asumir éste que todas las especies no son detectadas con la misma probabilidad (Burnham & Overton, 1979; ver para más detalles Boulinier *et al.*, 1998). Para comparar la riqueza entre meses se empleó un test de *t*.

Para analizar el reemplazamiento de especies se empleó el índice de Czekanowski (Margalef, 1998). Para visualizar el ensamblaje de aves se desarrolló un Análisis Jerárquico de Clusters. En el análisis los "clusters" o grupos se construyeron a través del método UPGMA (Sneath & Sokal, 1973), a partir de una matriz en donde se compararon los me-

ses dos a dos, mediante un índice de Jaccard (Margalef, 1998).

A escala cuantitativa analizamos el patrón de variabilidad de la abundancia, teniendo en cuenta el conjunto de especies (esto es, al nivel de comunidad). No obstante, y como ya se ha señalado, todas las especies no se detectan con igual probabilidad, por lo que la abundancia a este nivel podría estar sesgada. Así, el análisis se realizó también para las especies más representativas: *Erithacus rubecula*, *Turdus philomelos*, *Fringilla coelebs* y *Carduelis carduelis* como nidificantes con aporte de individuos en paso y/o invernantes; *Passer domesticus* y *Parus major* como residentes; *Phylloscopus collybita* y *Sylvia atricapilla* como especies que aparecen fundamentalmente en paso e invierno; *Phylloscopus trochilus* y *Muscicapa striata* como especies transaharianas en paso, con también una población nidificante en el caso de *M. striata* (Cramp, 1988, 1992; Cramp & Perrins, 1993).

En todos los casos la unidad de análisis fue el mes. Las medias se muestran con la desviación estándar (\pm SD). Se utilizaron los siguientes programas: SPSS v.15.0, PAST v.1.6 (Hammer *et al.*, 2001) y EstimateS v.8.0 (Colwell, 2006).

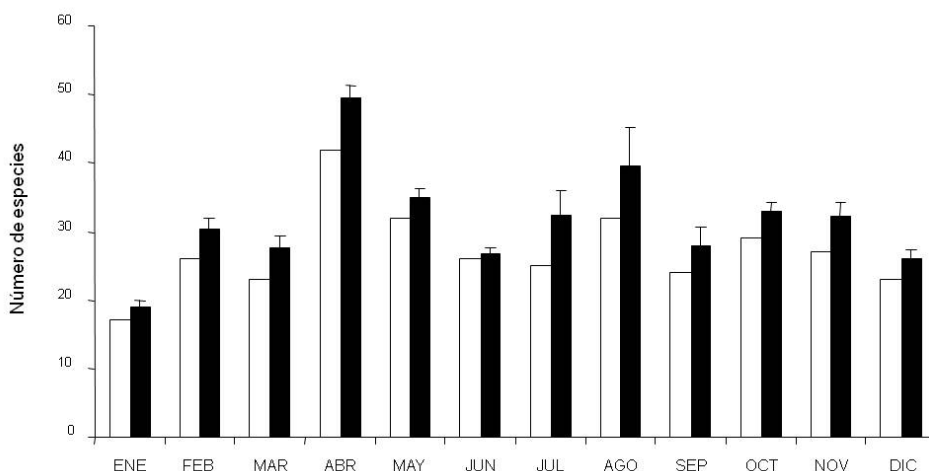


Figura 2. Número de especies de aves observadas (barras en blanco) y estimadas (\pm SD) en el parque de Cristina-Enea. [Number of observed (white) and assessed (\pm SD) richness at the Cristina-Enea park.]

RESULTADOS

En conjunto se censaron 58 especies, pertenecientes a 26 familias (Anexo 1). De todas ellas, 50 (el 86,2 %) fueron paseriformes. La riqueza varió entre $19,0 \pm 1,0$ (enero) y $49,5 \pm 1,9$ especies (abril), con dos picos a lo largo del ciclo anual (Figura 2), en abril ($49,5 \pm 1,9$ especies) y agosto ($39,5 \pm 5,7$ especies). El reemplazamiento de especies alcanzó valores máximos en abril (0,37), agosto (0,30) y octubre (0,32).

Un Análisis de Clusters reveló la división de la comunidad en un ensamblado de octubre a marzo y otro de abril a septiembre (Figura 3). Asimismo, dentro del primer ensamblado se formaron dos unidades: una entre los meses de octubre a enero y otra que agrupó los meses de febrero y marzo. En el ensamblado de abril a septiembre se formaron tres unidades: abril, mayo-julio y agosto-septiembre.

El patrón estacional de la abundancia mostró la existencia de dos máximos anuales, en abril y octubre, así como dos mínimos, en enero y julio (Figura 4). En la Figura 5 se indica el patrón estacional de la abundancia para especies representativas.

DISCUSIÓN

El parque de Cristina-Enea cuenta con una comunidad de aves rica, contabilizándose a lo largo de un ciclo anual completo 58 especies, la mayoría de las cuales son paseriformes (50). Esta riqueza es similar o superior a la registrada en diferentes parques de ciudades ibéricas (Tabla 1), poniendo de manifiesto la relevancia de Cristina-Enea para la avifauna en el contexto urbano. Por otro lado, la riqueza de Cristina-Enea es similar en términos globales y en lo relativo a paseriformes a la observada en biotopos abiertos

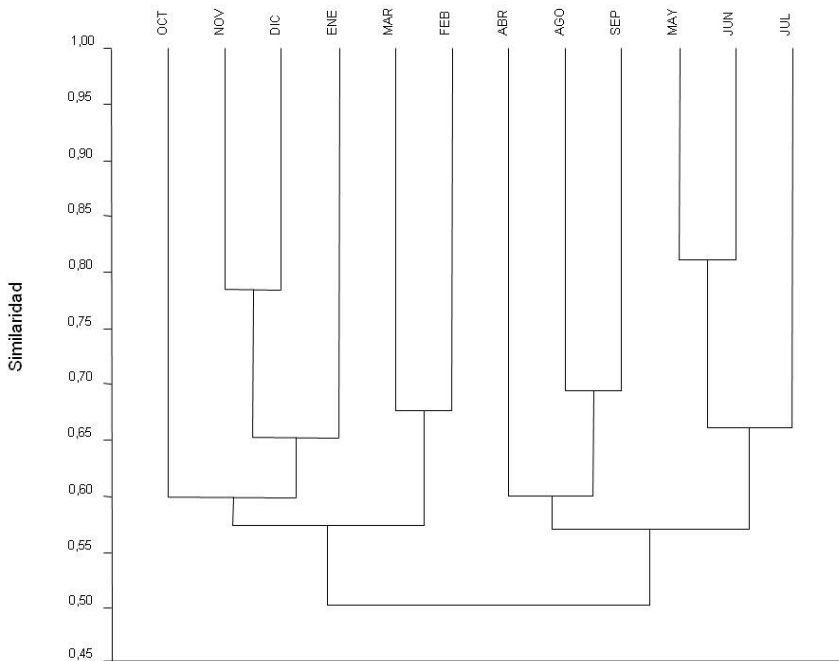


Figura 3. Diagrama derivado de un Análisis Jerárquico de Clusters desarrollado para establecer la relación entre los meses, a lo largo del ciclo anual, teniendo en cuenta una matriz basada índice de similitud de Jaccard. [Hierarchical Analysis of Clusters used to see the relationship among months based on the community species composition. Values of similarity were calculated with the Jaccard index.]

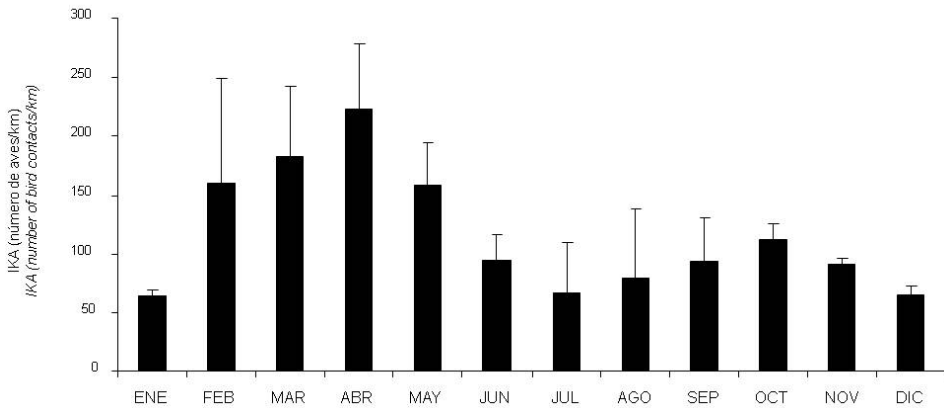


Figura 4. Distribución estacional de la abundancia de aves (promedio del número de aves/km, o IKA \pm SD) en el parque de Cristina-Enea (muestreros: febrero a diciembre, 2007; enero, 2008). [Seasonal distribution of bird abundance (mean number of bird/km, in IKA \pm SD) at the Cristina-Enea park (sampling period: February-December, 2007; January, 2008).]

cercanos, tales como zonas de marisma (49 especies; Grandío & Belzunce, 1990) y campiña (48 especies; Galarza, 1987). Asimismo, también esta riqueza es similar (55 especies en un bosque de frondosas y coníferas de Navarra; Purroy, 1975) o superior (36 especies en un encinar próximo de la costa vasca; Galarza, 1998) a la que se observó en algunos biotopos forestales cercanos. Aunque estructuralmente Cristina-Enea no se parece a un bosque maduro, la elevada riqueza de (principalmente) aves paseriformes, es muy probable que esté asociada a la gran cantidad de arbolado (con varios pies viejos y de gran tamaño) y a la existencia de cierto número de arbustos.

La riqueza alcanzó máximos en abril y agosto, coincidiendo con los periodos de paso migratorio pre y posnupcial, respectivamente. Esto pone de manifiesto la relevancia de Cristina-Enea como área de descanso y alimentación de aves en paso migratorio, apoyando la idea de que el parque contiene recursos (alimento, refugios) en suficiente cantidad como para albergar cierta población de aves en migración. En este contexto, en el paso prenupcial y posnupcial se detectan especies transaharianas, como *Ficedula hypoleuca*, *Phoenicurus phoenicurus*, *P. trochilus* y *M. striata*, la mayor parte de ellas ausentes durante el periodo de cría y, obviamente, en invierno. Igualmente, varias especies de ca-

Ciudad City	Parque Park	Periodo Period	Especies Species	Fuente / Reference
Pamplona	Campus	Año	49	Zugarrondo <i>et al.</i> , 1986
Pamplona	Taconera	Año	32	Zugarrondo <i>et al.</i> , 1986
Logroño	Varios	Dic-Feb	18	Mendoza <i>et al.</i> , 1994
León	Varios	Nov-Feb	41	Alegre <i>et al.</i> , 1987
Madrid	Retiro	Nov-Feb	35	Velasco & Blanco, 1996
Barcelona	Varios	Mar-Jun	41	Batllori & Uribe, 1988

Tabla 1. Número de especies observadas en diferentes parques urbanos de España. En Cristina-Enea la riqueza alcanzó un valor de 58 especies (noviembre-febrero, 34 especies; diciembre-febrero, 31; marzo-junio, 47). [Number of species at several urban parks in Spain. Richness at Cristina-Enea reached 58 species (November-February, 34 species; December-February, 31; March-June, 47).]

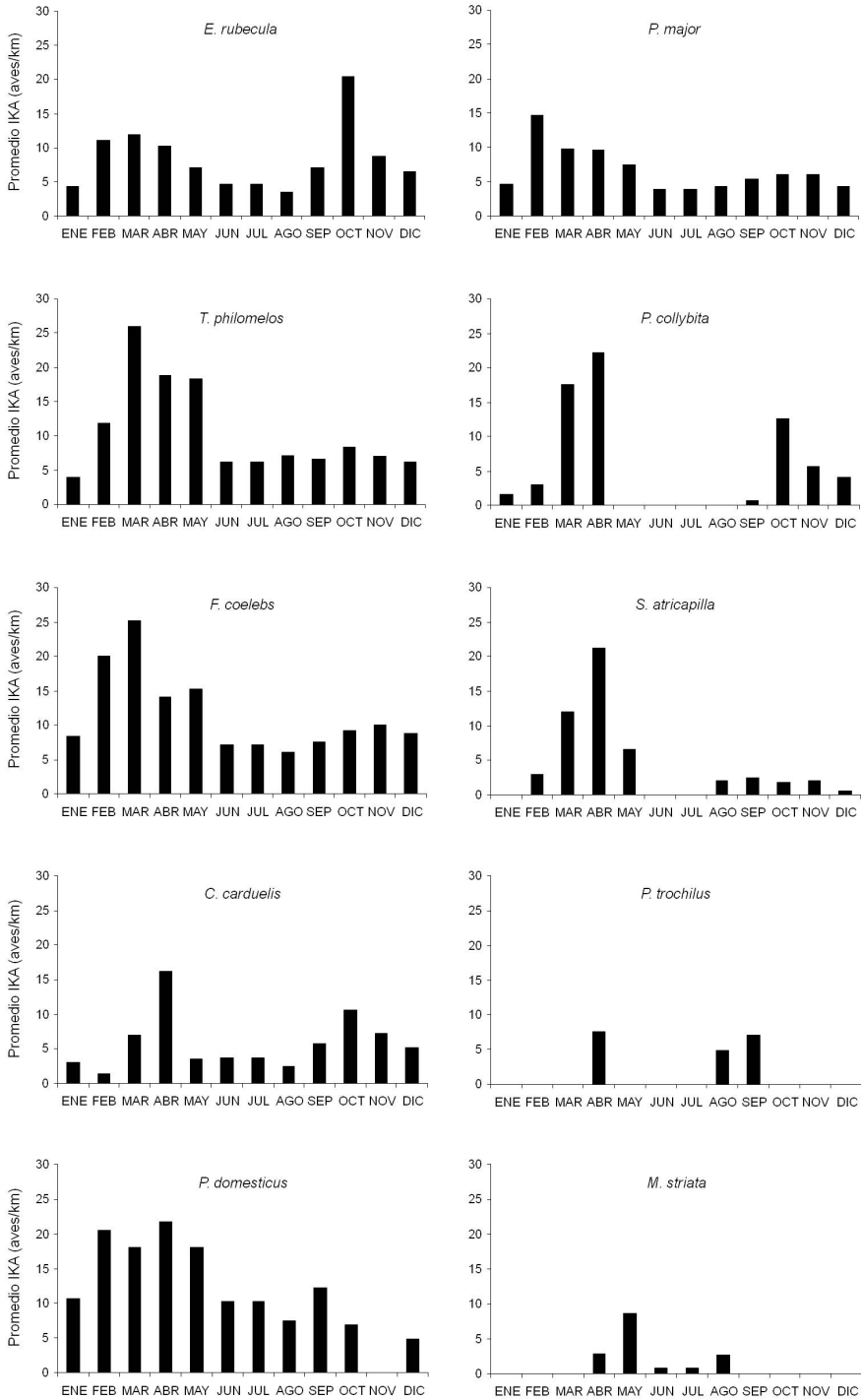


Figura 5. Promedio mensual de la abundancia (aves/km) de diez especies representativas del Parque de Cristina-Enea. [Mean abundance (bird/km) for ten representative bird species at Cristina-Enea.]

rácter sedentario, como *T. philomelos* o *F. coelebs*, experimentan un aporte extraordinario de individuos en paso.

El efecto de aves en paso es evidente en la dinámica y estructura de la comunidad, siendo más alto que en los bosques maduros de España (Herrera, 1980; Zamora & Camacho, 1984; Obeso, 1987), y similar al de hábitats con una gran proporción de especies temporales (Grandío & Belzunce, 1990). Se pone de manifiesto, así, que la comunidad de las aves de Cristina-Enea es poco estable, posiblemente debido a la simplicidad estructural de la vegetación y la disminución de alimento en invierno. Cabe destacar, asimismo, que las especies más abundantes son, casi invariablemente, aves residentes (e.g. *Turdus merula*, *P. domesticus*, *F. coelebs*, *T. philomelos*, *E. rubecula*, *C. carduelis*), si bien a todas ellas se suman (salvo *P. domesticus*), durante el periodo de paso migratorio y, posiblemente hasta cierto punto en invierno, individuos foráneos (Cramp, 1988, 1992; Cramp & Perrins, 1993). En todo caso, a juzgar por los patrones de distribución de la abundancia en este tipo de especies, y opuestamente a los sectores más térmicos de la región mediterránea y a determinados hábitats de la región cantábrica (Galarza, 1998), la abundancia en invierno disminuye respecto a la registrada durante el periodo de paso migratorio, apoyando la idea de que el parque carece de recursos como para mantener gran número de ejemplares invernales.

La abundancia siguió un patrón de distribución similar al de la riqueza, confirmando la importancia, ahora a nivel cuantitativo, de las aves que aparecen en el parque sólo en paso migratorio. Si bien el patrón de abundancia al nivel de comunidad hay que considerarlo con precaución, debido a que no todas las especies se detectan con la misma probabilidad, la fenología de las especies más representativas apunta en la dirección observada al nivel de comunidad.

Generalmente, la intensidad de aves en

paso prenupcial suele ser menor que la que se observa durante el posnupcial, debido a que las aves migran más rápido cuando van hacia sus áreas de cría y a la mortalidad, sobretodo de juveniles, asociada al invierno (Newton, 2008). En Cristina-Enea, en contra de lo esperado, observamos cómo el pico de abundancia ligado al paso prenupcial fue mayor que el del paso posnupcial. Aunque una de las causas que explican este patrón podría ser que muchas especies son mucho más conspicuas hacia el final de invierno y primavera, especialmente por sus cantos y demostraciones de celo, este fenómeno no es suficiente para explicar el pico de abundancia ligado al paso prenupcial. Alternativamente, podría ser que, dada la proximidad del mar, que hasta cierto punto se constituye en barrera geográfica durante la migración, las aves en paso y procedentes del sur de España tendieran a concentrarse a lo largo de la costa cantábrica hasta encontrar una vía de escape hacia el norte y sobre el continente, una vez alcanzado el extremo oriental de dicha costa.

Si en la gestión de parques se programa como objetivo la conservación (o potenciación) de la diversidad de aves, hay aspectos que han de considerarse necesariamente, como la limitación de elementos artificiales y de la vegetación alóctona, así como una comunidad vegetal similar a la de los bosques nativos más próximos, con una rica diversidad florística y estratificación vertical completa.

AGRADECIMIENTOS

La financiación del estudio provino del Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián (otorgado a la Sociedad de Ciencias Aranzadi). El parque de Cristina-Enea facilitó en todo momento la ejecución del estudio. Un revisor anónimo proporcionó valiosos comentarios que contribuyeron a mejorar una primera versión del manuscrito.

ABSTRACT

Seasonal bird community evolution in urban areas of northern Iberia: a case study with the park of Cristina-Enea (Donostia-San Sebastián).

Seasonal trends in the community structure and dynamics in a park from Donostia-San Sebastian (Cristina-Enea) were analysed for a whole annual cycle. Data were obtained from February 2007 to January 2008 using bird count surveys (line transects) with four sampling days per month. From 58 species counted, 50 were passerines. Both the richness and diversity were maximum during April and August, and minimum in January and June. Concerning the assemblage two main clusters were observed, one from October to March and another one from April to September. This last showed a high proportion of trans-Saharan birds. Abundance showed a peak in April and another one in October, again owing to the spring and autumn migrations, respectively. Cristina-Enea is characterised by a relatively instable community due to the effect of migrants.

Key words: avifauna, Cantabrian region, community, urban parks.

BIBLIOGRAFÍA

- Alegre, J., Fernández, F., Hernández, A. & Sánchez A. J. 1987. Estudio ecológico de las comunidades de aves invernantes de los parques de León. *Ecología*, 1: 211-223.
- Alonso, J. A. & Purroy, F. J. 1979. Avifauna de los parques de Madrid. *Naturalia Hispanica*, 18.
- Baltanas, A. 1992. On the use of some methods for the estimation of species richness. *Oikos*, 65: 484-492.
- Batllori, X. & Uribe, F. 1988. Aves nidificantes de los jardines de Barcelona. *Misc. Zool.*, 12: 283-293.
- Boulinier, T., Nichols, J. D., Sauer, J. R., Hines, J. E. & Pollock, K. H. 1998. Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology*, 79: 1018-1028.
- Bunge, J. & Fitzpatrick, M. 1993. Estimating the number of species: a review. *J. Am. Stat. Assoc.*, 88: 364-373.
- Burnham, K. P. & Overton, W. S. 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Biometrika*, 65: 625-633.
- Chao, A., Lee, S. M. & Jeng, S. L. 1992. Estimation of population size for capture-recapture data when capture probabilities vary by time and individual animal. *Biometrics*, 48: 201-216.
- Colwell, R. K. 2006. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 8. URL: <url.oclc.org/estimates>
- Colwell, R. K. & Coddington, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.*, 345: 101-118.
- Cramp, S. 1988. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Volumen V. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. 1992. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Volumen VI. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. 1993. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Volumen VII. Oxford University Press, Oxford.
- Enoksson, B., Angelstram, P. & Larsson, K. 1995. Deciduous forest and resident birds: the problem of fragmentation within a coniferous forest landscape. *Lands. Ecol.*, 19: 267-275.
- Fernández-Juridic, E. & Jokimaki, J. 2001. A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiver. Conserv.*, 10: 2023-2043.
- Galarza, A. 1987. Descripción estacional de las comunidades de passeriformes en una campiña costera del País Vasco. *Munibe*, 39: 3-8.
- Galarza, A. 1998. Variación estacional de la avifauna en dos encinares (*Quercus ilex*) del norte de la península ibérica. *Miscel·lània Zoològica*, 21: 45-55.
- Grandío, J. M. & Belzunce, J. A. 1990. Estructura estacional de las comunidades de Passeriformes en una marisma del País Vasco

- Atlántico. *Munibe*, 41: 47-58.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. 2001. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaentol. Electro.*, 4: 9.
- Heltse, J. F. & Forrester, N. E. 1983. Estimating species richness using jackknife procedure. *Biometrics*, 39: 1-11.
- Herrera, C. M. 1980. Evolución estacional de las comunidades de passeriformes en dos encinares de Andalucía Occidental. *Ardeola*, 25: 143-180.
- Hodkinson, I. D. & Hodkinson, E. 1993. Pondering the imponderable: a probability-based approach to estimating insect diversity from repeat faunal samples. *Ecol. Entomol.*, 18: 91-92.
- Honza, M. 1992. Quantitative-analysis of a nesting bird community in a part at Jablunkov. *Folia Zool.*, 41: 29-44.
- Knick, S. T. & Rotenberry, J. T. 1995. Landscape characteristics of fragmented shrubsteppe habitats and breeding passerine birds. *Conserv. Biol.*, 9: 1059-1071.
- Margalef, R. 1998. *Ecología*. Omega, Barcelona.
- Mendoza, F., Armendáriz, C. & Casas Del Corral, V. 1994. Censo de la avifauna invernal de la ciudad y el término municipal de Logroño. *Zubia*, 6: 331-353.
- Mingoti, S. A. & Meeden, G. 1992. Estimating the total number of distinct species using presence and absence data. *Biometrics*, 48: 863-875.
- Murgui, E. & Valentín, A. 2003. Relación entre las características del paisaje urbano y la comunidad de aves introducidas en la ciudad de Valencia (España). *Ardeola*, 50: 201-214.
- Newton, I. 2008. *The migration ecology of birds*. Academic Press, London.
- Obeso, J. R. 1987. Comunidades de passeriformes en bosques mixtos de altitudes medias de la sierra de Cazorla. *Ardeola*, 34: 37-59.
- Palmer, M. W. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, 71: 1195-1198.
- Ptaszyk, J. 1987. Breeding birds in 3 different groups of parks in Poznan (Poland). *Acta Oecol.*, 8: 308-309.
- Purroy, F. J. 1975. Evolución anual de la avifauna de un bosque mixto de coníferas y frondosas en Navarra. *Ardeola*, 21: 669-697.
- Riffell, S. K., Gutzwiller, K. J. & Anderson, S. H. 1996. Does repeated human intrusion cause cumulative declines in avian richness and abundance? *Ecol. Appl.*, 6: 492-505.
- Sasvari, L. 1984. Bird abundance and species-diversity in the parks and squares of Budapest. *Folia Zool.*, 33: 249-262.
- Sneath, P. H. A. & Sokal, R. R. 1973. *Numerical Taxonomy: the Principles and Practice of Numerical Classification*. Freeman, San Francisco.
- Solow, A. R. 1994. On the Bayesian estimation of the number of species in a community. *Ecology*, 75: 2139-2142.
- Sorace, A. 2001. Value to wildlife of urban-agricultural parks: a case study from Rime urban area. *Environ. Manag.*, 28: 547-560.
- Velasco, T. & Blanco, G. 1996. Descripción de la comunidad invernal de aves en un parque urbano. *Airo*, 1: 26-35.
- Zamora, R. & Camacho, I. 1984. Evolución estacional de la comunidad de aves de Sierra Nevada. *Doñana Acta Vertebrata*, 11: 25-43.
- Zugarrondo, J. M., Escala, M. C. & Rodríguez, A. 1986. Estudio ornitológico de los parques y alrededores de Pamplona. *Serie Zool.*, 14.

Agustín Mendiburu

Estación de Anillamiento de Txingudi

Oficina de Anillamiento de Aranzadi

Sociedad de Ciencias Aranzadi

Alto de Zorroaga 11, E-20014 Donostia-San Sebastián

Juan Arizaga

Estación de Anillamiento de Txingudi

Oficina de Anillamiento de Aranzadi

Sociedad de Ciencias Aranzadi

Alto de Zorroaga 11, E-20014 Donostia-San Sebastián

Institut für Vogelforschung Vogelwarte-Helgoland

An der Vogelwarte 21

D-26386 Wilhelmshaven, Alemania

juan.arizaga@ifv-vogelwarte.de

Anexo 1. Especies halladas (orden taxonómico según Clavell *et al.*, 2005) en el parque de Cristina-Enea a lo largo de un ciclo anual completo. Sólo se han considerado las especies silvestres. El (*) señala las especies que se consideraron transaharianas. Se señala, además, el índice de reemplazamiento de especies (IR). [Species (taxonomical order according to Clavell *et al.*, 2005) at Cristina-Enea during a complete year. Only wild species have been considered. (*) indicates the species which were considered to be trans-Saharan. We show, in addition, an index of replacement (IR).]

Familia Family	Especie Specie	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC
Anatidae	<i>A. platyrhynchos</i>		2,50	1,67	3,33								
Accipitridae	<i>A. nisus</i>		0,17	0,17	0,17	0,17						0,17	0,17
Columbidae	<i>C. palumbus</i>		16,67										
	<i>S. turtur</i> *		0,50		0,33								
Cuculidae	<i>C. canorus</i> *				0,33	0,33							
Apodidae	<i>A. apus</i> *				1,67	8,33	0,67	0,67					
Alcedinidae	<i>A. atthis</i>						0,17	0,17			0,22		
Upupidae	<i>U. epops</i> *				1,33				0,17				
Picidae	<i>D. minor</i>			0,50	1,00	0,50	0,33	0,33			0,22	0,50	0,33
Hirundinidae	<i>H. rustica</i> *				4,67	2,17	2,00	2,00					
Motacillidae	<i>A. pratensis</i>										0,44		
	<i>M. flava</i> *				0,17								
	<i>M. cinerea</i>			0,50									
	<i>M. alba</i>	2,00	0,33	1,50	2,00	0,67	3,00	3,00	1,50		2,00	1,17	0,67
Troglodytidae	<i>T. troglodytes</i>	3,00	4,17	9,67	8,50	5,67	2,67	2,67	2,67	3,67	3,33	3,67	3,50
Prunellidae	<i>P. modularis</i>	2,00										0,50	1,17
Turdidae	<i>E. rubecula</i>	4,33	11,00	11,83	10,17	7,00	4,67	4,67	3,50	7,00	20,44	8,67	6,5
	<i>L. megarhynchos</i> *				1,17								
	<i>L. svecica</i>				0,17								
	<i>P. ochrurus</i>	0,67			1,33	1,67			0,67	1,33	1,78	0,33	0,67
	<i>P. phoenicurus</i> *				2,33	1,83			0,83	1,17			
	<i>S. rubetra</i> *										0,44		
	<i>S. torquatus</i>										2,44	0,33	
	<i>T. merula</i>	8,00	31,00	28,83	19,17	23,83	8,33	8,33	8,00	14,5	1,00	10,5	5,33
	<i>T. philomelos</i>	4,00	11,83	26,00	18,83	18,33	6,17	6,17	7,17	6,67	8,44	7,00	6,17
	<i>T. iliacus</i>		2,67										
Sylviidae	<i>A. scirpaceus</i> *					2,00	0,33	0,33	0,50				
	<i>A. schoenobaenus</i> *				0,17	0,50			0,33				
	<i>H. polyglotta</i> *					3,17							
	<i>S. communis</i> *				5,50				2,17	1,50			
	<i>S. borin</i> *					7,00			1,50	0,67			
	<i>S. atricapilla</i>		3,00	12,00	21,33	6,50			2,00	2,50	1,78	2,00	0,50
	<i>P. collybita</i>	1,67	3,00	17,50	22,17					0,67	12,67	5,67	4,17
	<i>P. trochilus</i> *				7,67				4,83	7,00			
Muscicapidae	<i>R. ignicapillus</i>	3,33	4,33	3,83	1,83	3,00	0,50	0,50	0,50	1,17	0,67	2,00	1,67
	<i>M. striata</i> *				2,83	8,67	0,83	0,83	2,67				
	<i>F. hypoleuca</i> *				4,17	1,17			6,17	6,00			
Aegithalidae	<i>A. caudatus</i>	2,33	2,33	1,33	0,83	0,5	0,83	0,83	3,33	0,67	1,33	2,67	1,50
Paridae	<i>P. palustris</i>				0,67	0,67			1,00	0,33		0,33	0,33
	<i>P. caeruleus</i>	2,67	3,00	4,67	4,50	3,17	2,50	2,50	2,83	2,67	2,67	4,33	2,50
	<i>P. major</i>	4,67	14,67	9,83	9,67	7,50	3,83	3,83	4,33	5,33	6,00	6,00	4,33
Sittidae	<i>S. europaea</i>	2,00	1,83	1,67	2,33	2,17	1,50	1,50	2,17	2,67	2,00	2,67	2,33

