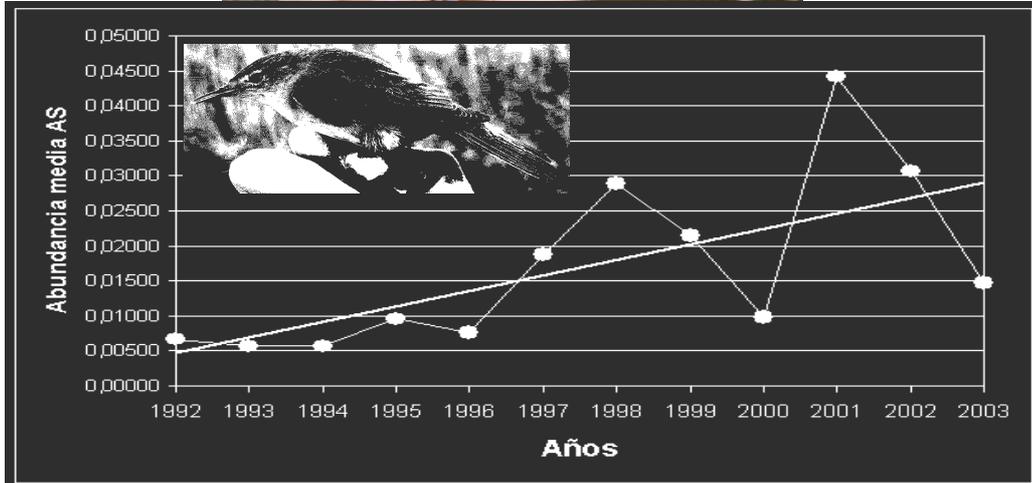


Estudios ornitológicos aplicados a la gestión del hábitat de los Passeriformes del carrizal en el Parque Natural de El Fondo (Alicante, SE de España).



Ignacio García Peiró

Tesis Doctoral

**Departamento de Ecología e Hidrología
Universidad de Murcia**

Departamento de Ecología e Hidrología

Facultad de Biología

Universidad de Murcia

**Estudios ornitológicos aplicados a la gestión del
hábitat de los Passeriformes del carrizal en el Parque
Natural de El Fondo (Alicante, SE de España)**

Memoria presentada por el Licenciado D. Ignacio García Peiró para optar al grado de Doctor en Biología por la Universidad de Murcia

Murcia, septiembre de 2006

A la memoria de mi padre

"...in the animal all characteristics of the landscape come together, in the landscape all characteristics of the animal are spread out ."

K. Van Zomeren, 2004

Agradecimientos

En primer lugar, quiero expresar mi agradecimiento a Miguel Ángel Esteve, codirector de esta memoria, por haberme ayudado con mi Tesina en los primeros años, después de haber realizado los cursos de Doctorado, que finalmente quedó plasmada en el libro "Ecología de los passeriformes del carrizal del Parque Natural del Hondo".

En segundo lugar a Paco Robledano, codirector de esta Tesis, por ser el alma mater que ha hecho todo lo que ha estado en sus manos para que esta Memoria tuviese un final.

Al personal del Departamento de Ecología e Hidrología por su ayuda desinteresada.

A Juana Mari Vivó Molina, de la Unidad de Apoyo Estadístico de la Universidad de Murcia, por su apoyo en los primeros años de preparación.

A Alfonso Ayuso de la Estación Experimental Agraria de la Generalitat Valenciana por haberme cedido amablemente los datos meteorológicos.

A la Consellería de Territorio y Vivienda en nombre de sus Directores Conservadores y personal del Parque Natural de El Hondo, por haberme concedido los permisos de anillamiento durante estos años y por la ayuda e interés prestado por el personal del Parque.

A la Comunidad de Riegos de Levante en la persona de sus guardas y del Biólogo José Antonio Sánchez Espinosa por su ayuda y colaboración.

A los miembros del Grupo de Anillamiento de Elche (GADE) por su compañía en las campañas de anillamiento en el Hondo.

1. Introducción y planteamiento general



1.1 Antecedentes y justificación.

Los humedales son sistemas complejos en los que la interacción entre distintos componentes bióticos y abióticos genera una concentración de valores, funciones y servicios ambientales. La valoración de los humedales ha evolucionado desde la atención preferente a ciertas especies, comunidades y hábitats, hacia una visión más global en la que se consideran con similar importancia el conjunto de componentes y relaciones de estos ecosistemas (AMEZAGA *et al.*, 2002).

En el caso particular de las aves ligadas a los humedales, la mayor parte del esfuerzo investigador y de seguimiento realizado en nuestro país se ha centrado en las aves que explotan los hábitats acuáticos (anátidas y fochas, ardeidas, larolimícolas: por ejemplo, AMAT, 1984; PARACUELLOS, 1993; ENCISO y PARACUELLOS, 1997; NAVARRO y ROBLDANO, 1995; BLANCO *et al.*, 1996). Más escasos han sido los estudios sobre Passeriformes ligados a la vegetación palustre, tanto los que analizan sus comunidades (por ejemplo, TORRES *et al.* 1983; GRANDÍO y BELZUNCE, 1990; PARACUELLOS, 1994, 1996, 1997) como los referidos a determinados aspectos de la biología, ecología y conservación de sus especies constituyentes (CÁRDENAS *et al.*, 1981; MOLINA *et al.*, 1998; GRANDÍO, 1998). No obstante, durante los últimos años han aparecido diversos estudios y monografías sobre estos temas que mejoran el panorama del conocimiento del grupo (TORRES-PINHEIRO, 2000; PARACUELLOS, 2001; CASTANY, 2003; MARTÍNEZ-VILALTA *et al.*, 2002; BERMEJO, 2004; BERMEJO y DE LA PUENTE, 2004; ATIENZA, 2004; ATIENZA y COPETE, 2004; CASTANY y LÓPEZ, 2004).

Por lo que se refiere a los estudios orientados a la gestión de los humedales, la orientación ha sido también con preferencia hacia acciones que favorecen al primer grupo de especies (BURGESS y EVANS, 1989; MOSS, 1983). La investigación y experimentación sobre la gestión de carrizales y otras formaciones emergentes normalmente va orientada a su control con el fin de incrementar la biodiversidad (GRYSEELS, 1989; THOMPSON y SHAY, 1989; AILSTOCK *et al.* 2001), y en el caso de las aves, a generar hábitats acuáticos o a mantener las proporciones adecuadas entre vegetación y agua libre, de manera que se vean favorecidos grupos como las anátidas, fochas y podicipediformes, principalmente (WELLER, 1978; KANTRUD, 1990).

Por el contrario, es muy raro que se investigue sobre los requerimientos de hábitat de las especies paludícolas, que quedan subordinados a las necesidades de otras aves invernantes o nidificantes. Esta escasez resulta más llamativa si tenemos en cuenta la importancia de determinados sectores de la Península Ibérica donde la superficie de vegetación palustre, dentro de los humedales, es relativamente elevada, como ocurre con el área mediterránea, y donde la superficie de humedales se ha visto paulatinamente reducida del mismo modo que ocurre en un ámbito mundial (PARACUELLOS, 2001).

Localmente se ha prestado mayor importancia a los carrizales, bien por constituir la única manifestación palustre relevante, bien por procesos de alteración que amenazaban su supervivencia, y la de determinadas

especies de fauna (GRAVELAND, 1998). También se ha prestado puntual atención a la conservación de estas formaciones como hábitat de especies sobre las que existía una particular preocupación conservacionista, como el Avetoro (*Botaurus stellaris*), el Aguilucho Lagunero (*Circus aeruginosus*) o el Bigotudo (*Panurus biarmicus*). Ejemplos de lo anterior son los trabajos realizados en Francia y en el Reino Unido (HAWKE y JOSÉ, 1996; SOMERSET COUNTY COUNCIL, 1998; SINASSAMY y MAUCHAMP, 2002).

Recientemente empiezan a ver la luz algunos estudios sobre la importancia patrimonial y la gestión integrada de los carrizales (SOMERSET COUNTY COUNCIL, 1998; SINASSAMY y MAUCHAMP, 2002), así como trabajos sobre los requerimientos de las comunidades de passeriformes palustres (POULIN *et al.* 2002). Estos estudios son particularmente esperanzadores, por cuanto revelan un cambio de tendencia en la gestión, a menudo guiada por determinadas funciones no biológicas de los humedales (por ejemplo, regulación hídrica, depuración de aguas residuales, uso cinegético), y sólo condicionada por los requerimientos de las especies estrictamente acuáticas.

Una de las manifestaciones de la importancia de los humedales radica en que éstos son ecosistemas donde se producen procesos evolutivos en especies palustres (LEISLER y CATCHPOLE, 1992), siendo a su vez reservas de biodiversidad, al acumular gran número de especies amenazadas en el contexto global mundial (TUCKER y HEATH, 1994; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). Por otro lado, la selección de hábitat de muchas de las especies que lo habitan implica la existencia de variados fenómenos de segregación espacio-temporal dentro de un mismo medio, al existir especies que ocupan el espacio en periodos diferentes del ciclo anual y seleccionan diferentes nichos dentro de un mismo medio. Por otro lado, las áreas de parada migratoria resultan de esencial importancia para el desarrollo de mecanismos de coexistencia entre especies desde el punto de vista de la selección de hábitat (BAIRLEIN, 1982) dado que es en épocas migratorias donde se realizan importantes cambios en la disponibilidad alimentaria de estos ecosistemas, lo que repercute en la distribución de las especies de Passeriformes durante estos periodos.

Estudios realizados en el sureste peninsular sobre estructura de comunidades de aves palustres (PARACUELLOS, 2001) ponen de manifiesto que los procesos de colonización de los humedales por las aves están condicionados en gran medida por aspectos como la selección de hábitat. En este sentido, las especies más especialistas o dependientes de recursos sensibles a procesos de fragmentación del medio presentan una mayor dificultad para la colonización de áreas palustres que las más generalistas, lo que enfatiza la importancia de la selección del hábitat para la conservación de los humedales.

El Parque Natural de El Fondo (en adelante PNEF), en el sureste de la Península Ibérica, representa uno de los humedales artificiales cuyas características climáticas, hidrológicas -escasas precipitaciones anuales y el largo estiaje que soporta- y limnológicas -carácter predominantemente mesohalino de las aguas, altas concentraciones de nutrientes- (VIÑALS *et al.*, 2001; FUENTES, 2005), configuran un humedal muy productivo con un gran crecimiento de carrizal (*Phragmites communis*) lo que permite que en

él se desenvuelva una comunidad ornítica adaptada a este medio, muy interesante desde el punto de vista ecológico (PEIRÓ y ESTEVE, 2001).

En consecuencia, entre los métodos de estudio en medios muy tupidos como los carrizales se hace muy útil el trampeo estandarizado de Passeriformes, dada su menor visibilidad. Esto permite abordar, entre otros aspectos, los efectos de los cambios en este tipo de hábitat sobre las comunidades locales de Passeriformes palustres (PEACH *et al.*, 1999), cuya comprensión es todavía limitada (EVANS *et al.*, 1999).

Por otro lado, los hábitats palustres como los carrizales, resultan de suma importancia para algunas especies escasas, y la abundancia de estas especies parece estar influenciada por la estructura de la vegetación, de manera que las estrategias para la conservación de estos hábitats, incluidos en complejos palustres (humedales extensos), deberían ser incorporados a las prácticas de gestión, tal y como se recomienda en otros humedales importantes del Levante Español (MARTÍNEZ VILALTA *et al.*, 2002).

Muchas de estas especies palustres pueden resultar excelentes sujetos para el estudio de movimientos locales entre manchas, en el contexto de las metapoblaciones, siendo los estudios continuados en estos ecosistemas de alta prioridad dentro de la estrategia científica en la investigación ornitológica de muchos países (BAILLIE *et al.* 1999).

Los estudios sobre el uso del hábitat de las especies adaptadas a medios palustres, mayoritariamente englobadas dentro de la familia *Sylviidae* muestran que, a pesar de las semejanzas que comparten (p. ej. etológicas: alta territorialidad específica, elevado carácter monógamo; alimenticias: mayoritariamente insectívoros) existen amplias diferencias de uso hábitat en los medios donde se reproducen e invernán, dándose fenómenos de segregación de hábitat dentro de cada género (CODY, 1985) y adaptaciones ecomorfológicas, en especies que ocupan medios fisonómicamente y estructuralmente tan simples –en apariencia– como los palustres (LEISLER *et al.*, 1989).

Dentro del género *Acrocephalus*, por ejemplo, se encuentran diferencias en el uso del hábitat estudiado en relación con un conjunto de variables que permiten caracterizar la dinámica del carrizal a través de un gradiente sucesional. Se observa que en estos hábitats se produce una gradación de especies de éste género, desde medios de mayor complejidad del carrizal en términos, por ejemplo, de número de elementos emergentes, densidad de elementos en capas superiores, altura del carrizo, profundidad del agua o grado de humedad, hacia medios menos complejos en éstos mismos parámetros (LEISLER y CATCHPOLE, 1992; POULIN *et al.*, 2002) y que a su vez estas preferencias ecológicas están relacionadas con adaptaciones anatómicas de estas especies (WINKLER y LEISLER, 1985).

A su vez desde el punto de vista de la teoría del nicho, a lo largo de una sucesión, los parámetros de composición de la comunidad aumentan hasta un estado preclimácico, habiendo una mayor diversificación de los nichos por la aparición de nuevos niveles tróficos (POWER, 1971; BLONDEL, 1986). Sin embargo, se plantea la pregunta de si éste fenómeno afecta por

igual a todas las especies y particularmente a aquellas adaptadas a medios estructuralmente tan simples como los medios palustres, donde las gradaciones sucesionales dentro de un mismo hábitat no aparecen tan claramente definidas.

Dentro de éste contexto, las especies más características de los carrizales del PNEF corresponden mayoritariamente a la familia *Sylviidae*, en las que se pretende contrastar estos fenómenos aunque, en este caso, términos de diferentes situaciones de manejo del hábitat (superpuestos a gradientes sucesionales). Por otra parte, algunas de estas especies (*Luscinia svecica* y *Panurus biarmicus*) representan excelentes ejemplos de especies palustres, de muy diferente perfil fenológico-ecológico, en las que los patrones de respuesta a estos factores permanecen poco estudiados. Finalmente, parece obvio que cualquier avance en el estudio de la ecología de las aves del carrizal redundará en mejores perspectivas de conservación para especies residentes o temporales con una dependencia permanente o temporal –pero igualmente crucial- de estos enclaves o “islas” de hábitat inmersas en un territorio en constante y acelerado cambio.

1.2 Objetivos generales y específicos.

La disponibilidad de un conjunto de datos procedentes de un esquema sistemático de seguimiento de la migración, ha proporcionado la base para analizar el uso del hábitat palustre del Parque Natural del Fondo por un conjunto de especies pertenecientes mayoritariamente al complejo *Sylviinae-Timaliidae-Turdidae*.

El seguimiento cubre diferentes fases del ciclo anual en hábitats estructuralmente diferentes, tanto por causas naturales como por verse afectados por diferentes condiciones de manejo –o ausencia de él-, lo que sugiere que es posible evaluar la respuesta de sus poblaciones y las comunidades que forman a la dinámica natural y al manejo antrópico de la vegetación palustre, y derivar de su estudio directrices para optimizar el manejo de este vital componente del humedal.

El objetivo básico de la Tesis podría formularse genéricamente como un intento de revelar la importancia y utilidad que pueden tener los protocolos de anillamiento científico de aves del carrizal, en una estación o localidad concreta, como contribución al seguimiento de procesos ecológicos y fenómenos de cambio ambiental, a distintas escalas (desde la local a la global).

Este objetivo general se desglosa en un conjunto de cuestiones que se plantean en los siguientes términos:

1. ¿Son los carrizales estudiados en esta localidad -inscritos en un gradiente de variación que va de condiciones terrestres, poco perturbadas, a ambientes acuáticos sometidos a control (ecológico y antrópico), diferentes en cuanto a la composición y estructura de las comunidades de Passeriformes que los habitan?.

2. ¿Cómo se organizan espacial y temporalmente estas comunidades? ¿Cuáles son, y cómo se interpretan, los principales gradientes de variación de las comunidades de aves de estos carrizales?
3. ¿Cómo afectan las distintas técnicas de manejo a la estructura física de la vegetación palustre? ¿Cuál es la dinámica de recuperación del carrizal?
4. ¿Afectan las intervenciones de gestión de la vegetación palustre a la estructura de las comunidades de aves del carrizal?
5. ¿Cuál es la importancia de El Fondo para las distintas especies de aves palustres estudiadas, dependiendo de su fenología (migrantes, reproductoras, sedentarias) y del papel que desempeñan los carrizales del Parque Natural en periodos concretos de su ciclo anual?
6. ¿Cómo varían las poblaciones de las principales especies del carrizal a medio plazo? ¿Existen tendencias significativas comparables a las que exhiben las especies a otras escalas geográficas?
7. ¿Podemos atribuir estas diferencias a procesos naturales locales y/o globales?. ¿Se ven los índices de abundancia afectados por la gestión del humedal, en general, y del hábitat palustre -carrizal- en particular?
8. ¿Qué conclusiones, directrices y propuestas de investigación y seguimiento futuros, basadas en los resultados de los anteriores estudios y en el análisis de otras experiencias, pueden proponerse en relación con la gestión del carrizal en el humedal estudiado?

1.3 Plan de la Tesis.

La presente Memoria recoge los resultados de distintos estudios, publicados e inéditos, sobre passeriformes palustres, realizados por el autor en el Parque Natural de El Fondo. Estos estudios se presentan en capítulos independientes, manteniendo la estructura interna de cada estudio, que suele coincidir con la de la publicación total o parcial de los resultados, realizada o prevista.

El contenido de cada uno de los capítulos es el siguiente:

El presente capítulo (Cap. 1) contiene la introducción, objetivos y planteamiento general de la Tesis.

El Capítulo 2 ofrece una introducción al grupo de especies estudiado y a su hábitat característico. En primer lugar se presenta una síntesis de la importancia de los carrizales como hábitat faunístico, y se discuten los principales aspectos de la complejidad de su gestión enfocada a este objetivo. Seguidamente, se analizan individualmente estas especies, caracterizándolas y describiéndolas desde el punto de vista de su distribución y abundancia nacional, regional o internacional, señalando así mismo la importancia que tiene el PNEF para ellas y el grado de conocimiento (medida en que han sido estudiadas) localmente.

El Capítulo 3 expone las principales características biofísicas y los valores más destacables del Parque Natural de El Fondo, espacio natural protegido en el que se han realizado todas las investigaciones incluidas en esta Tesis.

El Capítulo 4 presenta la metodología general de estudio de los passeriformes palustres (métodos de captura, esfuerzo de muestreo, otras técnicas de censo) y su hábitat (parcelas de muestreo, descripción de su estructura), que ha dado lugar a los resultados expuestos a lo largo de la Memoria, sin perjuicio de la descripción más precisa de los métodos específicos empleados que se realiza en cada capítulo. También se resumen los métodos de análisis estadístico utilizados.

El Capítulo 5 describe la comunidad de passeriformes del PNEF, analizando los cambios en su composición cualitativa según criterios biogeográficos, ecológicos y fenológicos, la fenología individual de las especies y la variación de diversos índices estructurales, para concluir con un análisis multivariante que resume los principales gradientes de variación. Este capítulo ha sido parcialmente publicado en PEIRÓ y ESTEVE (2001), aunque algunos datos han sido reanalizados y la discusión general se ha extendido para considerar el efecto de la gestión del carrizal durante dos ciclos anuales completos.

El Capítulo 6 estudia la fenología, biometría y condición corporal de cuatro especies de Passeriformes migradores, caracterizadas por mostrar patrones claramente diferenciados de presencia y uso de los carrizales del PNEF: dos pequeños migrantes transaharianos (*Acrocephalus schoenobaenus* y *Locustella luscinioides*), una especie predominantemente invernical, migradora de corta distancia o de área templada a área templada

(*Luscinia svecica*), y una estival, migradora de larga distancia (*Acrocephalus scirpaceus*). Estos trabajos han sido publicados en PEIRÓ (1995, 1997) y PEIRÓ *et al.* (2005).

El Capítulo 7 analiza e interpreta las tendencias poblacionales de las siete especies -dos estivales o migrantes de largo recorrido, cuatro invernantes o migrantes de corto recorrido, y una sedentaria- que dominan la comunidad de Passeriformes palustres del PNEF, durante un periodo de 13 años (1991-2003). En particular, explora la relación entre la abundancia anual de estas especies y variables que describen la situación climática (en el propio Parque y en los cuarteles de invernada de los migrantes de largo recorrido), la situación atmosférica global (Oscilación del Atlántico Norte), y la situación del hábitat local (relacionada con el control antrópico de la hidrología y de la vegetación palustre).

El Capítulo 8 recoge la discusión final y las principales conclusiones generales de la Tesis.

Bibliografía.

- AILSTOCK, M.S., NORMAN, C.M. y BUSHMANN, P.J. 2001. Common Reed *Phragmites australis*: Control and effects upon biodiversity in freshwater nontidal wetlands. *Restoration Ecology*, 9 (1): 49-59.
- AMAT, J.A. 1984. Las poblaciones de aves acuáticas en las lagunas andaluzas: composición y diversidad durante un ciclo anual. *Ardeola*, 31: 61-79.
- AMEZAGA, J.M., SANTAMARÍA, L. y GREEN, A.J. 2002. Biotic wetland connectivity-supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecologica*, 23: 213-222.
- ATIENZA, J.C. 2004. Escribano Palustre Norteño. En: MADROÑO, A., GONZÁLEZ, G. y ATIENZA, J.C. (Eds.) Libro Rojo de las Aves de España. Ministerio de Medio Ambiente-SEO/Birdlife. Pp.: 379-380.
- ATIENZA, J.C. y COPETE, J.L. 2004. Escribano Palustre Iberoriental/Escribano Palustre Iberoccidental. En: MADROÑO, A., GONZÁLEZ, G. y ATIENZA, J.C. (Eds.) Libro Rojo de las Aves de España. Ministerio de Medio Ambiente-SEO/Birdlife: 378-379.
- BAILLIE, S.R., FURNESS, R.W., CLARK, J.A., GREEN, R.E., GOSLER, A.G., ORMEROD, S.J., PEACH, W.J., STROUD, A.D., SUTHERLAND, W.J. y WILSON, J.D. 1999. The scientific strategy of the BTO Ringing Scheme. *Ringing & Migration*, 19 (suppl.): 129-143.
- BAIRLEIN, F. 1982. Habitat selection and associations of species in European passerine birds during southward, postbreeding migrations. *Ornis Scand.*, 14: 239-245.
- BERMEJO, A. 2004. *Migratología, estructura y dinámica poblacional de Passeriformes asociados a vegetación de ribera*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- BERMEJO, A. y DE LA PUENTE, J. 2004. Wintering and Migration of Bluethroat *Luscinia svecica* in Central Spain. *Ardeola*, 51: 285-296.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2004. *Birds in Europe. Population Estimates, Trends and Conservation Status*. Birdlife Conservation Series, 12. Cambridge.
- BLANCO, G., ACHA, A., CUEVAS, J.A., RUIZ, P. y VELASCO, T. 1996. Fenología de la reproducción y productividad de anátidas en los ríos del Valle Medio del Tajo. *Ardeola*, 43: 31-39.
- BLONDEL, J. 1986. *Biogeografía y ecología*. Ed. Academia, S.L. León.
- BURGESS, N.D y EVANS, C.E. 1989. *The Management of reedbeds for birds*. The Royal Society for the Protection of Birds.

- CÁRDENAS, A.M., TORRES, J.A y BACH, C. 1983. Estudio comparado del régimen alimentario de *Acrocephalus arundinaceus* y *A. scirpaceus* en la laguna Zoñar. *Ardeola*, 30: 33-45.
- CASTANY, J. 2003. *El carricerín real (Acrocephalus melanopogon) en el PN. del Prat de Cabanes-Torreblanca*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
- CODY, M. 1985. Habitat Selection in the Sylviine Warblers of Western Europe and North Africa. En: CODY, M.L. (Ed.) 1985. *Habitat selection in Birds*. London. Academic Press. Pp.: 85-129.
- CASTANY, J. y LÓPEZ, G. 2004. Carricerín Real *Acrocephalus melanopogon*. En: MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. y ATIENZA, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 334-337. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.
- ENCISO, J.P. y PARACUELLOS, M. 1997. Dinámica estacional de la comunidad de aves acuáticas en los humedales del levante almeriense (SE ibérico). Caracterización e importancia ornítica provincial. *Oxyura*, 9: 24-43.
- EVANS, A.D., GOSLER, A.G. y WILSON, J.D. 1999. Increasing the conservation value of ringing studies of passerines with emphasis on the non-breeding season. *Ringling & Migration*, 19: 107-117.
- FUENTES, C. 2005. *Ecología de la Cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris) y de la Malvasía cabeciblanca (Oxyura leucocephala) en los humedales del Baix Vinalopó, Alicante*. Tesis Doctoral, Universidad de Alicante.
- GRANDÍO, J.M. 1998. Comparación del peso y su incremento, del tiempo de estancia y de la abundancia del Carricerín común (*Acrocephalus schoenobaenus*) entre dos zonas de la marisma de Txingudi (Norte de España). *Ardeola*, 45: 137-142.
- GRANDÍO, J.M. y BELZUNCE, J.A. 1990. Estructura estacional de las comunidades de Passeriformes en una marisma del País Vasco Atlántico. *Munibe*, 41: 47-58.
- GRAVELAND, J. 1998. Reed die-back, water level management and the decline of the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* in The Netherlands. *Ardea*, 86: 187-202.
- GRYSEELS, M. 1989. Nature management experiments in a derelict reedmarsh. I: Effects of winter cutting. *Biological Conservation*, 47: 171-193.
- HAWKE, C.J y JOSÉ, P.V. 1996. *Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests*. RSPB, Sandy, UK.
- KANTRUD, H. A. 1990. Effects of vegetation manipulation on breeding waterfowl in prairie wetlands — a literature review. Pages 93-123

In: Can livestock be used as a tool to enhance wildlife habitat? U.S. Dept. Agric., For. Serv. Gen. Tech. Rep. RM-194. 123 pp. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Research Center Home Page.

<http://www.npwrc.usgs.gov/resource/2002/vegmanip/vegmanip.htm>

(Version 27 aug. 2002).

- LEISLER, B., LEY, H.W y WINKLER, H. 1989. Habitat, behaviour and morphology of *Acrocephalus* warblers: an integrated analysis. *Ornis Scand.*, 20: 181-186.
- LEISLER, B. y CATCHPOLE, C.K. 1992. The evolution of polygamy in European Reed Warblers of the genus *Acrocephalus*; a comparative approach. *Ethology, Ecology and Evolution*, 4: 225-243.
- MARTÍNEZ VILALTA, J., BERTOLERO, A., BIGAS, D., PAQUET J. I y MARTÍNEZ VILALTA, A. 2002. Habitat selection of Passerine birds nesting in the Ebro Delta (NE Spain): Management implications. *Wetlands*, 22: 2.
- MOLINA, J., HÓDAR, J.A y CAMACHO, I. 1998. Diet of Cetti's Warblers *Cettia cetti* (Temminck, 1820) in a locality of southern Spain. *Ardeola*, 45: 217-220.
- MOSS, B. 1983. The Norfolk Broadland: Experiments in the restoration of a complex wetland. *Biological Reviews*, 58: 521-561.
- NAVARRO, J.D. y ROBLEDANO, F. 1995. *La cerceta pardilla en España*. Serie Técnica. ICONA. Madrid.
- PARACUELLOS, M. 1993. Fenología anual de la ornitofauna en las salinas de Guardias Viejas (Almería). Calidad ornítica. *Alytes*, 7: 317-333.
- PARACUELLOS, M. 1994. Dinámica anual de la comunidad de Passeriformes en un saladar litoral del sureste ibérico. *Doñana, Acta Vertebrata*, 21: 119-130.
- PARACUELLOS, M. 1996. Dinámica anual de la comunidad de Passeriformes en carrizales costeros del sudeste ibérico. *Doñana, Acta Vertebrata*, 23: 36-44.
- PARACUELLOS, M. 1997. Análisis comparativo entre las comunidades de Passeriformes de cañaverales y carrizales en el sueste ibérico. *Ardeola*, 44: 105-108.
- PARACUELLOS, M. 2001. *Estructura y conservación de las comunidades de aves en humedales del Sudeste ibérico (Almería, España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería.
- PEACH, W.J., FURNESS, R.W y BRENCHLEY, A., 1999. The use of ringing to monitor changes in the numbers and demography of birds. *Ringing & Migration*, 19 (suppl.): 57-66.

- PEIRÓ, I.G. 1995. Patterns of abundance, body-mass dynamics and habitat use of the Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* in two reedbeds of south-eastern Spain. *Ringing & Migration*, 16: 100-108.
- PEIRÓ, I.G. 1997. A study of migrant and wintering Bluethroats *Luscinia svecica* in south-eastern Spain. *Ringing & Migration*, 18: 18-24.
- PEIRÓ, I.G. y ESTEVE-SELMA, M.A. 2001. *Ecología de los Passeriformes del carrizal del Parque Natural del Fondo*. Instituto de Cultura Juan Gil Albert. Alicante.
- PEIRÓ, I.G., ROBLDANO, F. y ESTEVE, M.A. 2005. Fenología del Carricerín común *Acrocephalus schoenobaenus* (Linnaeus, 1758) y Buscarla unicolor *Locustella luscinioides* (Savi, 1824) en el parque natural de El Hondo (Alicante, SE España). *Anales de Biología*, 27: 15-22.
- POULIN, B., LEFEBVRE, G. y MAUCHAMP, A. 2002. Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation*, 107: 315-325.
- POWER, D.M. 1971. Warbler ecology: Diversity, similarity and seasonal differences in habitat segregation. *Ecology*, 52: 435-443.
- SINASSAMY, J.M. y MAUCHAMP, A. 2002. *Roselières: Gestion fonctionnelle et patrimoniale*. ATEN edit., Fondation EDF, Reserves Naturelles de France & Station Biologique Tour du Valat publ., Cahiers Techniques, Nº 63: 1-96.
- SOMERSET COUNTY COUNCIL, 1998. *Reedbed Construction Guidelines for Environmental Improvement Applications. Experience from the Somerset Levels and Moors, UK and the Parc des Marais du Cotentin et du Bessin, France, March 1998*. Somerset County Council, UK.
- THOMPSON, D.J. y SHAY, J.M. 1989. First-year response of a *Phragmites* marsh community to seasonal burning. *Can. J. Bot.*, 67: 1448-1455.
- TORRES, J.A., CÁRDENAS, A.M. y BACH, C. 1983. Estudio de la comunidad de Passeriformes de la laguna de Zoñar (Córdoba, España). *Naturalia Hispánica*, 24: 1-40.
- TORRES-PINHEIRO, R. 2000. *Efectos de la gestión del carrizal y de la sequía sobre la dinámica de poblaciones y ecología reproductora de passeriformes palustres en una zona húmeda mediterránea*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.
- TUCKER, G.M y HEATH, M.F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. *Birdlife International*. Cambridge.
- VIÑALS, M.J., COLOM, W., RODRIGO, T., DASÍ, M.J., ARMENGOL, J., OLTRA, R. y MIRACLE, R. 2001. Rasgos característicos de un humedal mediterráneo artificializado y su problemática ambiental: El Hondo de

Elche (Alicante, España). *Humedales Mediterráneos*, 1 (2001): 147-154.

WELLER, M.W. 1978. Management of freshwater marshes for wildlife. En: GOOD, R.E., WHIGHAM, D.F. y SIMPSON, R.L. (Eds.). *Freshwater Wetlands*. Academic Press, N.Y. Pp.: 267-284.

WINKLER, H y LEISLER, B. 1985. Morphological Aspects of Habitat Selection in Birds. En: CODY, M.L. (Ed.). *Habitat selection in Birds*. London. Academic Press. Pp: 415-434.

2. Las especies y su hábitat



Resumen.- Se ofrece una introducción al grupo de especies estudiado y a su hábitat característico. En primer lugar se presenta una síntesis de la importancia de los carrizales como hábitat faunístico, y se discuten los principales aspectos de la complejidad de su gestión enfocada a este objetivo. Seguidamente, se analizan individualmente estas especies, caracterizándolas y describiéndolas desde el punto de vista de su distribución y abundancia nacional, regional o internacional, señalando así mismo la importancia que tiene el Parque Natural de El Fondo (PNEF) para ellas y el grado de conocimiento (medida en que han sido estudiadas) localmente. Esta revisión intenta servir como base informativa para los restantes estudios contenidos en la presente Tesis y para otros trabajos futuros. La mayor parte de la información procede de obras generales, habiéndose destacado aquellos aspectos biológicos o de conservación más relevantes para futuras interpretaciones de los resultados de nuestros propios estudios en el PNEF.

2.1 Importancia de los carrizales como hábitat faunístico.

Los carrizales constituyen importantes reservorios de diversidad biológica, pese a que su simplicidad estructural y la dominancia específica del carrizo restringen su interés fundamentalmente a los invertebrados y a las aves. A su importancia para las aves y como hábitat de invertebrados se une un valor adicional para peces y mamíferos que pueden beneficiarse de la protección directa o indirecta que brindan las formaciones de carrizal. La tabla 2.1, similar a la elaborada para Norteamérica por MEYERSON *et al.* (2000), resume las referencias sobre el uso faunístico de los carrizales en humedales europeos. Esta revisión se basa fundamentalmente en el trabajo de SINASSAMY y MAUCHAMP (2002), completándolo y adaptándolo para incorporar información específicamente referida a los humedales españoles. Destaca la aportación realizada por TORRES-PINHEIRO (2000) en especial con respecto a los invertebrados de los carrizales de El Fondo.

Precisamente son los invertebrados el grupo más diverso. En el Reino Unido se ha contabilizado más de 700 especies en carrizales, de las que más de un centenar son total o parcialmente dependientes de este hábitat (SINASSAMY y MAUCHAMP, 2002). En carrizales ibéricos se han encontrado componentes de la fauna de Carábidos endémicos muy amenazados (géneros *Carabus* y *Cicindela*), Arácnidos, Lepidópteros (Ej. *Danaus crissipus*), Odonatos (*Anax sp.*), algunos importantes en la dieta de muchos Passeriformes palustres (CÁRDENAS *et al.*, 1983; MOLINA *et al.*, 1998; SERRANO, 2000). En los muestreos realizados por TORRES-PINHEIRO (2000), los grupos más numerosos son, por este orden, los Dípteros (principalmente Quironómidos), Himenópteros, Homópteros y Coleópteros. En términos de diversidad taxonómica –a escala de familia–, destacan los Dípteros, Coleópteros, Himenópteros y Homópteros.

Por lo que se refiere a los peces, SINASSAMY y MAUCHAMP (2002) caracterizan a la interfase carrizal-agua como un hábitat preferido por los peces. En carrizales encharcados con un diseño adecuado, el rápido desarrollo de poblaciones de peces tiene un gran interés como base trófica para aves y mamíferos acuáticos, además de sustentar la pesca tradicional (SOMERSET COUNTY COUNCIL, 1998; NAVARRO, 1988). Pero no sólo hay que considerar el valor para peces de interés trófico o comercial. Considerando la ecología de especies amenazadas como el Fartet (*Aphanius iberus*) y el Samaruc (*Valencia hispanica*), presentes en los humedales del sur de Alicante, es de esperar un papel similar de las orillas con carrizal, en especial en encharcamientos salobres (NAVARRO, 1988; PLANELLES, 1999; DOADRIO, 2002; OLTRA y TODOLÍ, 2000).

Entre los anfibios, de las escasas especies citadas parece especialmente interesante la presencia de anuros de hábitos terrestres

como el Sapo Común (NAVARRO, 1988), cuya distribución se ha reducido en amplias áreas del levante español (LIZANA, 2002). Los reptiles – especialmente los ofidios- tanto acuáticos como terrestres, frecuentan los carrizales, pudiendo ejercer un papel importante como predadores de aves y sus nidos (LÓPEZ IBORRA *et al.*, 2000).

Entre los mamíferos, TORRES-PINHEIRO (2000) cita a los roedores como grupo mejor representado, lo que concuerda con la mención de seis especies por NAVARRO (1988). En cuanto a los quirópteros, A. Guardiola (comunicación personal) señala la importancia que, en general, tienen las zonas húmedas, cursos de agua y vegetación asociada como hábitat de caza para los murciélagos, lo que incluye a los carrizales, aunque faltan referencias precisas sobre la utilización de este hábitat y su interés para el grupo. Aún así, la experiencia de este autor y sus colaboradores en Murcia y el sur de Alicante (Santa Pola, Torrevieja, Clot de Galvany...) indica que diferentes especies de murciélagos pueden utilizar los carrizales y las masas de agua adyacente en mayor o menor grado, si bien faltaría cuantificar la importancia de este uso.

Por ejemplo, en un estudio sobre uso del habitat con detectores de ultrasonidos en San Pedro del Pinatar, en 2002, se encontró que los mayores niveles de actividad (con mucha diferencia sobre otros medios) se registraban en las charcas con abundante vegetación sumergida y perilagunar (entre ella carrizales). Las especies más abundantes en estos medios eran *Pipistrellus pipistrellus* y *P. pygmaeus*. Está por comprobar, sin embargo, hasta que punto son los carrizales los responsables de esta "atracción" o por el contrario lo es la fauna de invertebrados ligada al cuerpo de agua y a los macrófitos sumergidos. Niveles igualmente altos de actividad hemos detectado en charcas salineras y lagunas con carrizo perimetral en los humedales alicantinos citados.

Como evidencias adicionales, sobre un carrizal no muy extenso en el Barranco del Mulo (Murcia), aparte de una actividad moderada de *Pipistrellus sp.*, estos autores han detectado a *Myotis myotis* o *M. blythii* (es prácticamente imposible distinguirlos entre ambas especies con el detector). Y no descartan que *M. blythii* pudiese hacer un uso más o menos intensivo de los carrizales (al menos en las primeras fases de crecimiento de éstos, o en aquellos menos densos), puesto que este murciélago caza habitualmente en herbazales de todo tipo, incluso en hierbas altas de cierto porte. Por último, al menos tres citas de capturas de *Rhinolophus ferrumequinum* en redes japonesas instaladas en carrizales, demuestra que algunos individuos cazan en la periferia de estas formaciones, no descartando que incluso se internen en la masa de carrizos para cazar, porque los rinolofos son murciélagos con gran capacidad de maniobra que llegan a cazar volando en el interior del follaje de los árboles.

Entre los micromamíferos, destaca la importancia que en la Región de Murcia tienen los carrizales para la Musaraña (*Suncus etruscus*), insectívoro considerado como un especialista restringido a los complejos de humedales estudiados, con un óptimo muy definido en los microambientes más húmedos que constituyen estas formaciones vegetales (MARTÍNEZ-PALAO *et al.*, 1997).

En cuanto a los carnívoros, el SOMERSET COUNTY COUNCIL (1998) menciona a la Nutria (*Lutra lutra*), si bien parece más asociada a complejos palustres o sistemas de hábitats heterogéneos, que al carrizal propiamente dicho. Otras especies se citan como predadores de nidos (Gineta). Para este grupo el papel de los carrizales es dual, por un lado representan el hábitat de alimentación y refugio de una gran parte de las especies citadas (Zorro, Gineta, Comadreja, Turón). En otras zonas, se interpretan los carrizales como refugio para ciertas especies frente a la predación de carnívoros introducidos. Estudios recientes en El Fondo (RICO y MARTÍN, 2005), utilizando diversas técnicas directas e indirectas, detectan la presencia de tres especies de carnívoros silvestres (*Vulpes vulpes*, *Genetta genetta* y *Mustela nivalis*) y dos domésticas o asilvestradas (*Felis catus* y *Canis familiaris*), depredando las dos primeras fundamentalmente sobre micromamíferos de los géneros *Apodemus*, *Mus* y *Rattus*).

CARTER y BRIGHT (2003) señalan la persistencia de poblaciones importantes de Rata Topera (*Arvicola terrestris*), en un contexto de disminución generalizada, debido entre otros factores a la presión de predación de visones (*Mustela vison*) introducidos. Estas poblaciones aparecen asociadas a lugares con amplias extensiones de hábitat no lineal, como carrizales, que podrían estar proporcionando refugios a esta especie amenazada frente a un eficiente predador. Los carrizales, y quizá otros tipos de refugios, podrían según estos autores mantener poblaciones-fuente capaces de incrementar la viabilidad de las metapoblaciones de este roedor en los paisajes circundantes. La Rata Topera no está presente en el Parque Natural de El Fondo (en adelante, PNEF), pero sí su congénere la Rata de Agua *Arvicola sapidus* (NAVARRO, 1988), una especie igualmente amenazada (VENTURA, 2002) cuya relación con los carrizales merecería ser estudiada. CARTER y BRIGHT (2003) sugieren que el uso de refugios naturales frente a predadores podría, en general, ser explotado con mucha mayor frecuencia por los conservacionistas para hacer frente al muy extendido impacto global de los predadores introducidos.

Grupo animal		Papel/importancia	Referencias
Arácnidos	<i>Arañas</i>	Base alimenticia para Passeriformes	CRAMP (1992)
Insectos	<i>Diptera</i>	Base alimenticia Passeriformes	CRAMP (1992) TORRES-PINHEIRO (2000)
	<i>Coleoptera</i>	Base alimenticia Passeriformes Incluye especies raras	CÁRDENAS <i>et al.</i> (1983) SINASSAMY y MAUCHAMP (2000) y referencias citadas
	<i>Odonata</i>	Base alimenticia para Passeriformes	CRAMP (1992) SINASSAMY y MAUCHAMP (2000) y referencias citadas
	<i>Lepidoptera</i>	Base alimenticia Passeriformes Incluye especies raras	MOLINA <i>et al.</i> (1998) SINASSAMY y MAUCHAMP (2000) y referencias citadas
	<i>Homoptera</i> (Afidios)	Base alimenticia Passeriformes	BIBBY y LUNN (1982) TORRES-PINHEIRO (2000)
Peces	Mújol <i>Mugil cephalus</i> Carpa <i>Cyprinus carpio</i> Anguila <i>Anguilla anguilla</i>	Pesca tradicional Fuente de alimento para ardeidas y otras aves	NAVARRO (1988) SOMERSET COUNTY COUNCIL (1998) SINASSAMY y MAUCHAMP (2000)
	<i>Esox lucius</i> , <i>Anguilla anguilla</i> , <i>Rutilus rutilus</i> , <i>Scardinius erythrophthalmus</i> , <i>Gasterosteus aculeatus</i> , <i>Tinca tinca</i> , <i>Abramis brama</i> , <i>Phoxinus phoxinus</i>	Fuente de alimento para mamíferos y aves (particularmente el Avetoro <i>Botaurus stellaris</i>)	SOMERSET COUNTY COUNCIL (1998) SINASSAMY y MAUCHAMP (2000)
	Fartet <i>Aphanius iberus</i> Samaruc <i>Valencia hispanica</i>	Especies amenazadas	PLANELLES (1999)
	Sapo Común <i>Bufo bufo</i>	Depredador de insectos Especie en regresión en el Levante Español	NAVARRO (1988)
	Rana Verde Común <i>Rana perezi</i>	Depredador de insectos/base alimenticia de aves acuáticas	NAVARRO (1988)
Reptiles	<i>Natrix maura</i>	Base alimenticia de aves acuáticas	NAVARRO (1988)
	<i>Malpolon monspessulanus</i>	Depredador de nidos de Passeriformes	LÓPEZ <i>et al.</i> (2002)
Aves	<i>Rallidae</i> , <i>Anatidae</i> , <i>Podicipedidae</i>	Hábitat de reproducción, alimentación y refugio Incluye especies amenazadas	SINASSAMY y MAUCHAMP (2000) TORRES-PINHEIRO (2000) PARACUELLOS (2001)

	<i>Ardeidae</i>	Hábitat de nidificación Dormidero	BALLESTEROS y ROBLEDANO (1998) SOMERSET COUNTY COUNCIL (1998) SINASSAMY y MAUCHAMP (2000)
	Aguilucho Lagunero <i>Circus aeruginosus</i>	Hábitat de reproducción Especie amenazada	SINASSAMY y MAUCHAMP (2000)
	Passeriformes palustres	Hábitat de reproducción, alimentación y refugio	BIBBY y LUNN (1982) SINASSAMY y MAUCHAMP (2000) PARACUELLOS (2001)
	Cuco <i>Cuculus canorus</i>	Parasitismo de nidos de Passeriformes palustres	LÓPEZ <i>et al.</i> (2002)
	Otros Passeriformes no palustres (<i>Sturnidae</i> , <i>Hirundinidae</i> , <i>Motacillidae</i> , Aguilucho Pálido <i>Circus cyaneus</i>)	Dormidero	SOMERSET COUNTY COUNCIL (1998) SINASSAMY y MAUCHAMP (2000)
	Halcón Común <i>Falco peregrinus</i>	Zona de alimentación (atraído por dormideros de otras aves)	SOMERSET COUNTY COUNCIL (1998)
Mamíferos	Ratas (<i>Rattus sp.</i>)	Depredador de nidos de Passeriformes	LÓPEZ <i>et al.</i> (2002) RICO y MARTÍN (2005)
	Rata de Agua (<i>Arvicola sp.</i>)	Refugio	SOMERSET COUNTY COUNCIL (1998) CARTER y BRIGHT (2003)
	Otros roedores	Fuente de alimento para otros mamíferos y aves	NAVARRO (1988) RICO y MARTÍN (2005) MARTINEZ-PALAO <i>et al.</i> (1997)
	Nutria Paleártica <i>Lutra lutra</i>	Explota el carrizal como parte de una unidad ecológica (complejo palustre)	SOMERSET COUNTY COUNCIL (1998)
	Gineta (<i>Genetta genetta</i>)	Depredador de nidos de Passeriformes	LÓPEZ <i>et al.</i> (2002) RICO y MARTÍN (2005)
	Zorro <i>Vulpes vulpes</i>	Depredador generalista	NAVARRO (1988) RICO y MARTÍN (2005)
	<i>Chiroptera</i>	Zona de alimentación	A. Guardiola, comunicación personal

Tabla 2.1. Papel e importancia que representan los carrizales para distintos grupos faunísticos.

2.2 La complejidad de su gestión.

La complejidad de la gestión de los carrizales para la fauna deriva del fuerte dinamismo y la notable capacidad colonizadora de estas formaciones, que se expanden a favor de diversas influencias antrópicas (descarga de aguas de drenaje, abandono agrícola, eutrofización). A estas fuerzas impulsoras de su crecimiento se oponen otros factores que ocasionan su degradación, la reducción y fragmentación de su extensión y la simplificación de su estructura, ocasionando una pérdida de funcionalidad biológica y la reducción de su diversidad faunística. En este contexto, los gestores han de atender además a los requerimientos, a menudo dispares, de los distintos taxones (o taxocenosis) objetivo.

El diseño de carrizales propuesto en el Reino Unido para beneficiar a *Arvicola terrestris* (LAWTON y WOODROFFE, 1991; CARTER y BRIGHT, 2003) ilustra la diversidad de requerimientos de microhábitat de las distintas taxocenosis asociadas al carrizal. Aspectos como la pendiente del suelo, distancia al agua y grado de encharcamiento, así como el tamaño, forma y distribución de las manchas, condicionan la biota junto con el tipo de técnicas de manejo utilizadas.

Las prácticas comunes de inundación permanente con agua dulce y quema de los carrizales, se asocian con la dominancia de especies de aves comunes, en detrimento de otras de mayor valor de conservación (MARTINEZ-VILALTA *et al.*, 2002). Aunque se suponía que la quema de carrizales tenía un efecto negativo sobre los invertebrados del suelo, experimentos controlados no detectaron ningún efecto sobre ellos, mientras que la inundación, supuestamente inocua, tenía efectos devastadores sobre este grupo (COWIE *et al.*, 1992; DITLHOGO *et al.*, 1992). Así mismo, AILSTOCK *et al.* (2001) observaron como tratamientos con herbicida y/o quema de carrizales que incrementaban temporalmente la diversidad de plantas, no afectaban necesariamente a la diversidad ni modificaban la abundancia de los principales grupos de macroinvertebrados edáficos.

En el contexto del debate sobre el tamaño y número de áreas protegidas (SLOSS; single large or several small), aplicado a la conservación y gestión de carrizales, se ha avanzado bastante en lo que se refiere a las aves, sobre todo las que tienen elevados requerimientos de superficie (por ejemplo el Avetoro o el Aguilucho Lagunero). Según BALDI (2000), la riqueza relativamente alta de especies de aves en pequeñas *islas* de carrizal parece responder a la preferencia de los Passeriformes por los hábitats de borde, pero la superficie total de la *isla* sigue siendo el mejor predictor de la presencia de muchas especies características del carrizal, lo que sugiere que la estructura deseable en estos medios depende de los objetivos de gestión (BALDI y KISBENEDEK, 1999).

Los invertebrados terrestres también han sido incorporados a este debate en relación con la fragmentación del hábitat (TSCHARNTKE, 1992). Incluso en formaciones monoespecíficas como los carrizales, aparentemente homogéneas, la calidad de los recursos para la comunidad de artrópodos puede cambiar con el tamaño de la mancha. Así mismo, los insectos

dependientes de mutualistas o de determinadas especies clave, pueden desaparecer *en cascada* cuando el tamaño de la mancha resulta insuficiente para estos últimos (TSCHARNTKE *et al.*, 2002). Por su parte ARNOLD y ORMEROD (1997) abogan por la consideración de los invertebrados acuáticos, cuya diversidad en carrizales depende de este factor y de diferencias de salinidad que pueden verse afectadas por procesos globales (ascenso del nivel del mar) o de gestión (regulación de la inundación).

En síntesis, el uso de los carrizales por la fauna total o parcialmente vinculada a este hábitat es cuantitativa y cualitativamente importante, si bien la diversidad de funciones que ejerce el medio para las especies, la variedad de los requerimientos ecológicos, y la complejidad de las relaciones de interdependencia que se establecen entre ellas, exigen una aproximación integrada en su gestión. La consideración de los requerimientos de cada grupo animal debe basarse en el seguimiento y evaluación de los efectos particulares de la gestión (SUTHERLAND *et al.*, 2004). Este trabajo pretende ser una contribución a dicho objetivo.

2.3 El grupo de especies estudiado.

La comunidad de Passeriformes de carrizal del PNEF, está constituida mayoritariamente por especies de la Familia *Sylviidae* (PEIRÓ y ESTEVE SELMA, 2001) dentro de las cuales el género mayoritario es el que incluye las especies adaptadas a la vida en medios donde dominan las masas de *Phragmites*, como son los Carriceros (*Acrocephalus spp.*), que dominan la comunidad, tanto cualitativa como cuantitativamente, durante la mayor parte del ciclo anual.

Por otro lado, en la composición de esta ornitocenosis intervienen otras especies que utilizan este medio constantemente (por ejemplo el Ruiseño Bastardo *Cettia cetti* o el Bigotud *Panurus biarmicus*), siendo su abundancia inferior a la de las anteriores, pero todavía significativa. Esto implica que algunos de los parámetros de la estructura de las comunidades del carrizal (diversidad, similitud cualitativa) pueden verse condicionadas en gran medida por estas especies, lo que las hace particularmente interesantes como objetivo de conservación, en el contexto de una investigación más profunda orientada a la gestión de dicho hábitat.

Analizando individualmente estas especies, podemos caracterizarlas y describirlas desde el punto de vista de su distribución y abundancia nacional, regional o internacional, señalando así mismo la importancia que tiene el PNEF para ellas, los antecedentes de su estudio y el grado de conocimiento disponible a escala local. Esta revisión constituye un primer resultado de la presente Tesis, e intenta servir de base informativa para los restantes estudios contenidos en ella y para otros trabajos futuros. La mayor parte de la información procede de obras generales como Atlas y Libros Rojos de aves, habiéndose destacado aquellos aspectos biológicos o de conservación más relevantes para futuras interpretaciones de los resultados de nuestros propios estudios en el PNEF. A estas siete especies les acompaña una cohorte de Passeriformes de menor abundancia o constancia en la comunidad, que no son objeto de un tratamiento

individualizado aquí pero de las que se proporciona información, básicamente fenológica, en el Capítulo 5.

Entre las especies consideradas prioritarias, en primer lugar aparece el **Carricero Común *Acrocephalus scirpaceus***, un Passeriforme de amplia distribución Paleártica (CRAMP, 1992). Especie politípica, con la subespecie nominal distribuida desde el noroeste de África y Europa, centro de Rusia hasta el oeste de Asia menor, y la subespecie *fuscus* ocupando la parte oriental del Paleártico desde el norte del mar Caspio hasta el este de Asia menor (CRAMP, 1992). La forma nominal es la que cría en la Península y Baleares.

Especie con categoría de conservación a nivel europeo favorable (SPEC4, TUCKER y HEATH, 1994), actualmente considerada "Segura" con poblaciones globales estimadas en este continente de 2.700.000 a 5.000.000 parejas nidificantes, principalmente en Rumanía y Suecia. Está clasificada como Non-SPEC^E, especie con estado de conservación favorable en Europa, concentrada en este continente (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). Esto contrasta con lo indicado por CRAMP (1992), según el cual sus poblaciones se encontraban en franca regresión a lo largo de todo el Paleártico Occidental, afectando también a España. Es la especie nidificante más abundante en el PNEF y la que alcanza mayores densidades en comparación con otros humedales (CASTANY y LÓPEZ-IBORRA, 2000) con requerimientos de hábitat bastante estrictos, al utilizar exclusivamente las masas de carrizal (PEIRÓ y ESTEVE SELMA, 2001).

GAINZARAIN (2003) en el Atlas nacional de aves reproductoras, sitúa las principales concentraciones de cuadrículas UTM ocupadas por esta especie en la meseta norte, valles del Ebro, Tajo y Guadalquivir, y en el litoral levantino, apreciando una cierta tendencia mediterránea en su distribución, en general ligada a la presencia de formaciones de carrizo, aunque puede ocupar otros tipos de vegetación acuática de gran porte. Además de las grandes manchas de carrizal, también puede habitar estrechas franjas de vegetación ribereña de arroyos y acequias.

PURROY (1997) estimaba entre 7.100-13.600 parejas la población reproductora española, que se habría mantenido estable durante los 20 años precedentes. Sin duda, esta población está subestimada, al igual que la de otros países europeos. Los datos derivados de las estimas semicuantitativas del Atlas del 2003 confirman esta impresión, calculándose un mínimo de 22.343 parejas en España, aunque faltan datos para el 19% de las cuadrículas ocupadas. Según esto sus efectivos reales en España serían de varias decenas de miles de parejas (GAINZARAIN, 2003), tal como queda recogido en *Birds in Europe 2004 (BiE2)*, que sitúa la población española en una horquilla entre 20.000-100.000 parejas (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004), con una tendencia indeterminada entre 1990-2000.

En España, su mayor abundancia se registra en carrizales; la media de su densidades máximas citadas en ese hábitat es de 25 aves/10 ha. Está muy repartida por carrizales de diverso tamaño, y alcanza densidades elevadas en determinados tramos fluviales (CARNERO y PERIS, 1988). A pesar de ser un ave de distribución localizada por sus estrictas preferencias

de hábitat, el pequeño tamaño de su territorio (200-350 m², según YEATMAN-BERTHELOT y JARRY, 1994) le permite mantener poblaciones muy densas en enclaves propicios (hasta 17,4 aves/ha en el PNEF, según LOPEZ y TORRES-PINHEIRO, 2000). En la costa mediterránea y en el sur de la Península es a menudo el Passeriforme más abundante de los humedales que ocupa.

A pesar del aumento de cuadrículas ocupadas con respecto al atlas anterior (PURROY, 1997) que se observa en el País Vasco, Navarra y Cataluña, falta información precisa sobre la tendencia de la población en España. En cuanto a su estado de conservación, GAINZARAIN (2003) señala que la alteración del hábitat -quema de carrizales, dragado de ríos y desecación de zonas húmedas- es la amenaza más frecuentemente citada. No obstante, faltan datos que cuantifiquen la incidencia de estos procesos. En el PNEF se comprobó que su densidad se veía poco afectada por la quema del carrizal, que tampoco parecía afectar al tamaño de puesta (TORRES-PINHEIRO *et al.*, 2000). Por otra parte, la creación de embalses y balsas de riego, la restauración de graveras y la recuperación de zonas húmedas han creado en los últimos años nuevos hábitats para esta especie. Asimismo, la red de canales y acequias asociada a los nuevos regadíos posibilita su expansión por estos paisajes (DIAZ *et al.*, 1993). Por todo ello es probable que sus efectivos hayan experimentado un incremento neto en los últimos años. Esto está de acuerdo con la tendencia creciente que muestra la especie en los resultados de la primera década del programa SACRE (1996-2005; ESCANDELL, 2006). No obstante, al menos en el sureste de España, el conocimiento de las poblaciones que ocupan tales medios dispersos es mucho peor que el que se tiene sobre las que se asientan en los principales humedales. Los periodos de sequía en el Sahel no parecen perjudicarle dado que inverna más al sur (YEATMAN-BERTHELOT y JARRY, 1994).

En segundo lugar el **Carricero Tordal** *Acrocephalus arundinaceus*, especie afín a la anterior siendo politípica, con muy amplia distribución a lo largo del Paleártico occidental (CRAMP, 1992), desde el Noreste de África, donde se encuentra la subespecie nominal, hasta China donde se encuentra la subespecie *orientalis* (CRAMP, 1992). Otras subespecies Paleárticas se distribuyen en la parte oriental de África (*zarundyi* y *griseldis*). En España nidifica la subespecie nominal aunque su distribución es discontinua, en función de la disponibilidad de hábitat (PURROY, 1997). Según TUCKER y HEATH (1994), su población Europea no era objeto de un seguimiento suficiente, por lo que no se le pudo asignar estado de conservación. Más recientemente, a escala europea se ha atribuido a esta especie un estatus seguro, clasificándola como Non-SPEC (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004), pese a mostrar una ligera tendencia global decreciente. En España según este mismo trabajo tendría una tendencia no determinada.

Sus requerimientos en cuanto a superficie de hábitat son mayores, dado su mayor tamaño, lo que le obliga ocupar manchas de carrizal más extensas dentro del PNEF, siendo considerada la segunda especie más abundante en el Parque como nidificante (PEIRÓ y ESTEVE SELMA, 2001), y con mucha diferencia la que mayores densidades alcanza en comparación con otros enclaves del litoral mediterráneo español (CASTANY y LÓPEZ-

IBORRA, 2000).

En España está considerado estival y nidificante común, distribuyéndose por toda la Península y principales islas de Baleares, aunque no se reproduce en Canarias, Ceuta ni Melilla (BELAMENDIA, 2003). Su distribución es discontinua en torno a las cuencas de los principales ríos (Ebro, Tajo, Guadiana y Guadalquivir), donde muestra una clara preferencia por graveras, charcas, canales, sotos, embalses, pequeños arroyos, lagunas, balsas, rincones remansados de bordes de ríos, riachuelos, áreas de regadío..., siempre y cuando dispongan de manchas de carrizos, cañas o eneas. En la vertiente atlántica ocupa generalmente manchas de carrizal en marismas costeras y charcas litorales de interior (ALVAREZ *et al.*, 1998).

En cuanto a su población y tendencia en España, BELAMENDIA (2003), estima un mínimo de 10.227 parejas reproductoras, lo que parece indicar una manifiesta subestimación anterior (9.500-12.600 parejas según PURROY, 1997). Además, una reciente estima atribuye sólo a Castilla y León una población de más de 10.000 parejas (SANZ-ZUASTI y VELASCO, 1999). Aunque se han registrado extinciones locales, sobre todo en el litoral atlántico (AIERBE *et al.*, 2001), también se ha comprobado su expansión a nuevas localidades de la depresión del Ebro, áreas del Guadalquivir, Levante meridional y región interior vasco-navarra. Esto está de acuerdo con la tendencia creciente que muestra la especie en los resultados de la primera década del programa SACRE (1996-2005; ESCANDELL, 2006), si bien en este mismo trabajo se matiza tal impresión por la tendencia decreciente en los últimos años de la serie estudiada.

Considerado frecuente en ciertas regiones del Levante, con altos índices kilométricos de abundancia (IKA): 26,7 individuos/km en El Fondo y 13,3 ind./Km en el Prat de Cabanes (CASTANY y LÓPEZ-IBORRA, 2000). En España, sus mayores abundancias corresponden a carrizales y sotos (la media de sus densidades máximas en esos dos hábitats de 5,92 aves/10 ha). Según BELAMENDIA (2003) la población mediterránea mantenía a principios de este siglo una tendencia creciente gracias a la restauración y creación de humedales artificiales, o por la ausencia de manejo e invasión de las existentes por helófitas espontáneas, que favorece el establecimiento de nuevos núcleos reproductores. No obstante, como en el caso del Carricero Común, el conocimiento de las poblaciones que ocupan este tipo de medios más dispersos, es limitado.

En cuanto a los aspectos de conservación BELAMENDIA (2003) considera la desecación de los carrizales como la principal amenaza para sus poblaciones. En el Mediterráneo la puesta en cultivo de marjales (URÍOS *et al.*, 1991) trae consigo la extinción de núcleos locales, mientras que la contaminación de los humedales y el vertido de escombros en zonas de reproducción constituyen impactos generalizados a escala nacional (JUBETE, 1997; ROMÁN *et al.*, 1996). En Europa central, la disminución de las poblaciones de artrópodos debida a la aplicación de insecticidas parece haber contribuido a la disminución de su población, si bien la suavización del clima podría explicar su desplazamiento hacia zonas más septentrionales, enmascarando dicha influencia (HAGEMEIJER y BLAIR, 1997).

En tercer lugar el **Carricerín Real *Acrocephalus melanopogon***, especie politípica, con tres subespecies descritas para el Paleártico occidental: la forma nominal *melanopogon*, distribuida en la parte sur de Europa hasta el noroeste de África, la forma *albiventris*, distribuida por Rusia occidental y la forma *mimica*, distribuida por la parte suroriental del Paleártico (CRAMP, 1992). En España nidifica la subespecie nominal, distribuida principalmente en la costa mediterránea (PURROY, 1997). TUCKER y HEATH (1994) le atribuían un estatus de conservación favorable en Europa, con unas 78.000 parejas reproductoras estimadas y un máximo de 40.000 aves invernantes. Más recientemente se estiman 150.000-300.000 parejas, lo que le confiere un estatus seguro a escala europea, clasificándose como Non-SPEC (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004), mostrando una tendencia global estable.

En España, como en otros países de la ribera mediterránea, su tendencia es decreciente (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). Las poblaciones españolas se vienen considerando amenazadas (BLANCO y GONZÁLEZ, 1993). El Fondo cuenta con una población mayoritariamente invernante aunque con efectivos residuales nidificantes (PEIRÓ y ESTEVE SELMA, 2001). Aunque se han registrado densidades ligeramente superiores a las del Delta del Ebro y similares a las de la Albufera de Valencia (CASTANY y LÓPEZ IBORRA, 2000), están muy por debajo de las de sus principales localidades (S'Albufera de Mallorca y el Prat de Cabanes en Castellón).

Según MARTÍ y DEL MORAL (2003) nidifica de forma discontinua en la costa mediterránea peninsular, desde Girona hasta el sur de Alicante, y en las Baleares, sobre todo en Mallorca y también Menorca (MEJÍAS y AMENGUAL, 2000). El 80% de la población española se concentra en un solo humedal de las Islas Baleares (S'Albufera). En el interior se cita en el valle del Ebro, sin reproducción todavía confirmada, y en pequeño número en enclaves de Castilla-La Mancha y Badajoz. Migradora parcial con movimientos de corta distancia, aunque sedentaria en Baleares. Aves francesas invernán en el litoral peninsular.

Más selectiva que otras especies de carrizal, selecciona zonas con vegetación palustre próximas a superficies de aguas libres y de calidad (surgencias entre carrizales -"ullals"-, pequeñas islas de carrizo, canales, etc.), condicionada por su costumbre de capturar insectos cerca de la superficie del agua (BIBBY, 1982). Tiende a evitar extensiones de carrizal monoespecífico y es más abundante cuando aparecen también juncos, eneas y masiega, y en los que no han sufrido alteraciones recientes (TAYLOR, 1993). En el Prat de Cabanes-Torreblanca se ha comprobado que el éxito reproductor está relacionado con la precipitación, ya que el encharcamiento permanente es fundamental para su reproducción (MARTÍ y DEL MORAL, 2003; CASTANY, 2003).

En cuanto a su población y tendencia en España MARTÍ y DEL MORAL (2003), cifran su población reproductora en poco más de 1.500 parejas (con valores conservadores para la población balear), frente a la estima anterior de 2.400-3.200 parejas (PURROY, 1997). La población balear es la más importante de España, pero su tamaño real y evolución en las últimas décadas presenta incertidumbres. Para S'Albufera hay estimas de 5.000-

7.000 parejas (CRAMP, 1992), de 900 parejas (TAYLOR, 1993), y de 1.000-2.000 parejas (CHRIS, 1997). La primera no es realista si se tiene en cuenta la superficie del humedal y los hábitats óptimos. La población peninsular mejor conocida es la del Prat de Cabanes-Torreblanca, con densidades de 5-7 aves/ha entre 1990 y 1993, y valores de IKA medios de 19,7 aves/km. Durante la sequía de 1993-1995 su abundancia disminuyó y a partir de 1996 fluctúa entre 1-2 aves/10 ha. Antes de esta sequía la población se había estimado en 400-500 parejas (PURROY, 1997) pero actualmente se reduce a 150-170 parejas. En la Albufera de Valencia o en la Marjal de Pegó la población no debe superar las 50 parejas, mientras que se situaría en torno a las 15-20 parejas en El Fondo y las Salinas de Santa Pola, y 40-75 parejas en la Marjal del Moro. En otras localidades levantinas su población debe ser de muy pocas parejas. En Cataluña, en los Aiguamolls de l'Empordà se estimaban 20 parejas en 1997 y sólo 7 parejas en 2001 (CASTANY y LÓPEZ, 2003). En el Delta del Ebro, se estiman 100-122 parejas (MARTÍNEZ-VILALTA *et al.*, 1998 b). En ninguna de sus localidades interiores (Castilla-La Mancha, Extremadura) se alcanzan las 50 parejas, oscilando normalmente entre 10 y 30. En todas las localidades en las que se dispone de datos de distintos periodos se observan disminuciones superiores al 50%. Estos datos sugieren que su población ha experimentado un declive de moderado a fuerte en las últimas décadas, al menos en la Península. En conjunto CASTANY y LÓPEZ (2003) sólo registran una disminución algo superior al 10%, que seguramente enmascara un descenso más acusado, por la falta de este tipo de información en muchos humedales.

Por lo que se refiere a su estado de amenaza, está catalogado como Vulnerable en el Atlas de Aves Reproductoras de España (MADROÑO *et al.*, 2004). CASTANY y LÓPEZ (2003, 2004) indican que los humedales litorales -que concentran el 98% de su población ibérica- sufren sequías naturales periódicas, potenciadas por la alteración y sobreexplotación hídrica (regadíos y usos turístico-recreativos), lo cual resulta muy relevante para explicar su declive, ya que se ha comprobado que la precipitación previa a los meses estivales se relaciona positivamente con su éxito reproductor. Dada su preferencia por el carrizal viejo, las quemadas o incendios incontrolados y la presencia de ganado también podrían perjudicar a la especie (en Mallorca y el Prat de Cabanes).

Aunque la mayoría de sus núcleos en el litoral mediterráneo están en espacios protegidos, no se aplican en ellos medidas de gestión específicas. Por ello, se propone, en sus zonas de cría, mantener o mejorar la calidad del agua y reducir la eutrofización, manejar la vegetación para aumentar su heterogeneidad (creando manchas mixtas con carrizo y juncos, especialmente en islas o bordes de canales que se mantengan encharcados durante toda la época de cría), pero sin recurrir al fuego. La recuperación de la población en su principal localidad peninsular (Prat de Cabanes-Torreblanca), se postula como una medida esencial, como potencial exportador de individuos para colonizar o re-colonizar otros humedales (CASTANY y LÓPEZ, 2004).

En cuarto lugar, el **Mosquitero Común *Phylloscopus collybita***, especie politípica, con al menos cinco subespecies que habitan en el Paleártico occidental, elevadas actualmente algunas de ellas a nivel de

especie, como *Phylloscopus ibericus*, cuya tendencia no ha podido ser determinada por BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) por esta misma razón. La subespecie más extendida, la nominal *collybita*, ocupa toda la parte occidental de Europa hasta Dinamarca por el norte y hasta la Península Ibérica (CRAMP, 1992), donde sólo se separaría claramente en el levante de la nueva especie *ibericus* (CUESTA y BALMORI, 2003).

Especie no amenazada en la Península Ibérica (BLANCO y GONZÁLEZ, 1992; MADROÑO *et al.*, 2004) y de situación segura en el conjunto de Europa (TUCKER y HEATH, 1995), considerada como Non-SPEC por mostrar una tendencia global estable entre 1990-2000, pese a disminuir en algunos países (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). Su tendencia en España en dicho estudio aparece como indeterminada.

Como se ha indicado, existen dos especies nidificantes en la Península Ibérica, el Mosquitero Ibérico *Phylloscopus ibericus*, que se distribuye por el arco atlántico, mientras que el Mosquitero común *Phylloscopus collybita* ocuparía especialmente el norte del área mediterránea y, de forma dispersa, el resto de la Península. Para CUESTA y BALMORI (2003) su población nidificante en España, según datos semicuantitativos para ambas especies sería de 401.839 parejas, atribuyéndose como máximo 40.000-60.000 parejas al más escaso Mosquitero Común (10-15% del total) y el resto al Ibérico. La anterior estima, necesariamente conjunta (PURROY, 1997), cifraba la población en 340.000-750.000 parejas en España. Presenta en general bajas densidades de población como nidificante (TELLERÍA *et al.*, 1999). En El Fondo es la especie más abundante en invierno aunque con requerimientos de hábitat en este periodo muy diferentes a los que muestra en las áreas de cría (CODY, 1985) lo que la hace también interesante como objeto de análisis en el contexto del uso del hábitat palustre.

La diferencia entre las estimas conjuntas de ambas poblaciones entre el atlas más reciente y el anterior, podría deberse a cuestiones metodológicas, aunque también podría evidenciar un cierto incremento poblacional. No obstante la tendencia que muestra la especie en los resultados de la primera década del programa SACRE (1996-2005; ESCANDELL, 2006) es decreciente, encontrándose entre la minoría de especies forestales que la exhiben.

En quinto lugar, el **Ruiseñor Bastardo *Cettia cetti***, politípica, con dos subespecies principales descritas en el Paleártico Occidental: la forma nominal *cetti*, que se distribuye desde el Noroeste de África hasta Rusia a través de Europa y la forma *orientalis*, distribuida por la parte oriental, Asia Menor y Turquía. En la Península Ibérica se encuentra la forma nominal (PURROY, 1997). Especie no amenazada en España (BLANCO y GONZÁLEZ, 1992; MADROÑO *et al.*, 2004). En Europa tampoco se encuentra amenazada y su situación es segura, con expansiones de rango desde la década de los 60 (TUCKER y HEATH, 1995). En la actualidad ostenta estatus de Non-SPEC, con tendencia general de ligero incremento en Europa e indeterminada en España (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004).

Su población en Europa se estima en más de 600.000 parejas reproductoras (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). En España su población se estimó en torno a las 18.000-19.000 parejas reproductoras (PURROY, 1997). Sus requerimientos de hábitat en invierno parecen incluir en el Levante español grandes extensiones de carrizal. En el Hondo cuenta con una muy importante población invernante, con fracciones residuales nidificantes (PEIRÓ y ESTEVE SELMA, 2001). BERMEJO (2003) indica que esta especie se encuentra ampliamente distribuida por la Península Ibérica, aunque parece ser más abundante cerca de las costas. Se reproduce también en las Baleares. En el interior peninsular evita en general los sectores montañosos (PURROY, 1997), bien por la falta de hábitats adecuados o por su sensibilidad a inviernos muy rigurosos (SIMMS, 1985), que provocan probablemente que las poblaciones reproductoras montañas se desplacen en estos periodos a lugares más atemperados (CRAMP, 1992). Está ligado a cursos de agua y cría sobre todo en zonas con vegetación arbustiva densa y enmarañada cercana al agua, sobre todo en sotos y carrizales, aunque puede ocupar otros hábitats riparios, regadíos, setos y vegetación arbustiva húmeda (SIMMS, 1985).

Según BERMEJO (2003) su población mínima actualmente sería de 97.043 parejas, aunque falta información del 21% de las cuadrículas donde se ha citado, por lo que podría superar las 100.000 parejas. Es en cualquier caso una estima sensiblemente superior a las 18.000-19.000 parejas de PURROY (1997). En España sus mayores abundancias corresponden a sotos y carrizales, con una media de sus densidades máximas en esos hábitats que alcanza 5,63 aves/10 ha. A lo largo del siglo XX parece haber experimentado una importante expansión en la Península Ibérica (PURROY, 1997). Para BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004) durante la última década del s. XX la población española mostraba una tendencia indeterminada, aunque los resultados de la primera década del proyecto SACRE reflejan una tendencia marcadamente creciente (ESCANDELL, 2006).

Aún tratándose de una especie ampliamente extendida y menos estricta en el uso de biotopos riparios, BERMEJO (2003) indica que los inviernos muy rigurosos pueden producir una alta mortalidad de sus poblaciones, aunque la dispersión juvenil le permitiría recolonizar las zonas afectadas (SIMMS, 1985). No se han detectado problemas de conservación importantes en el Estado español, como no sea la pérdida local de la vegetación de ribera por limpiezas, canalizaciones y dragados, o incendios, además del excesivo empleo de biocidas en las labores agrícolas y forestales (JUBETE, 1997).

En sexto lugar el **Pechiazul *Luscinia svecica***, de amplia distribución en el Paleártico Occidental (CRAMP, 1988), con al menos tres subespecies descritas para el Paleártico occidental, la forma *cyanecula*, distribuida por el centro de Europa hasta el oeste de Rusia, la forma *svecica*, que ocupa la parte norte de Europa y norte de Siberia, y la forma *namnetum* en la parte occidental de Francia intergradando con *svecica* al norte de Europa (CRAMP, 1988). En la Península Ibérica nidifica la forma nominal (PURROY, 1997). Especie no amenazada en España (MADROÑO *et al.*, 2004), su estatus en Europa es seguro (Non-SPEC), calculándose entre 4.700.000-7.800.000 el número de parejas reproductoras y mostrando una tendencia general estable en la última evaluación (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004).

Sus efectivos nidificantes en España se estiman entre 9.000 y 12.800 parejas reproductoras (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004) y quedan muy restringidos a ciertas áreas del norte y centro peninsular (GOMEZ-MANZANEQUE, 2003) siendo su selección de hábitat muy diferente con respecto a las poblaciones que invernan o migran. En el Fondo se encuentra presente durante largos periodos de tiempo, principalmente en migración otoñal (PEIRÓ, 1997; PEIRÓ y ESTEVE SELMA, 2001) y su preferencia de hábitat en este humedal son los carrizales, muy diferente al de las poblaciones españolas reproductoras que utilizan matorral alpino (TELLERÍA *et al.*, 1999), lo que la hace también particularmente interesante en el marco de la gestión del hábitat palustre.

Por último, el **Bigotudo *Panurus biarmicus***, especie politípica, de distribución muy fragmentada dentro de Paleártico Occidental (CRAMP y PERRINS, 1993), con al menos tres subespecies distribuidas a lo largo del Paleártico Occidental: la forma nominal *biarmicus*, distribuida por Europa occidental hasta Grecia y Suecia. La forma turca *koswigi* y la forma *russicus* distribuida por Europa central y oriental (CRAMP y PERRINS, 1993). En España nidifica la forma nominal, particularmente en la parte mediterránea aunque recientemente se ha expandido hacia el oeste (PURROY, 1997). Era considerada como una especie rara en España (BLANCO y GONZÁLEZ, 1992) debido a la fragmentación de su población y la pérdida de hábitat por acción humana, o por sucesión de carrizal hacia vegetación arbustiva. Más recientemente ha sido catalogada como Casi Amenazada (NT), por lo estricto de su selección de hábitat, unido a la vulnerabilidad frente a los predadores oportunistas (LÓPEZ y MONRÓS, 2004).

En la Península se distribuye en tres zonas principales (LÓPEZ y MONRÓS, 2003): 1) en el litoral mediterráneo (en tres núcleos principales en el Delta del Ebro, Albufera de Valencia y humedales del sur de Alicante, probablemente vestigios aislados de una población más ampliamente extendida a lo largo de este litoral); 2) en lagunas endorreicas de La Mancha, en las provincias de Toledo, Ciudad Real, Cuenca y Albacete; y 3) en el tercio norte peninsular, destacando en esta zona el conjunto de lagunas Navarras del Valle del Ebro, y puntos de cría en Palencia, la Rioja, Zaragoza, Huesca y Lleida. Crió excepcionalmente en Madrid en 1993 pero no se ha vuelto a registrar su reproducción. No cría en Murcia ni Andalucía, por lo que las poblaciones de Alicante representan el extremo sur de su área de distribución europea. En estas zonas está totalmente ligada a cinturones de vegetación palustre (fundamentalmente carrizales) de zonas húmedas. Sus nidos son muy vulnerables a la depredación según los niveles de agua. Alto potencial reproductor (hasta cuatro puestas) que condiciona su demografía y permite, en caso de éxito elevado, recuperarse de los episodios de alta mortalidad que ocasionan inviernos adversos. En España es principalmente sedentaria, realizando únicamente movimientos cortos entre humedales próximos.

LÓPEZ y MONRÓS (2003) incluyen en el Atlas de las Aves de España una estima de población mínima de 650-1.100 parejas. Aunque resulta muy inferior a la que figuraba en el anterior atlas, de 2.300-4.500 parejas (PURROY, 1997), es improbable que esta diferencia refleje un cambio de tal magnitud en el tamaño real de la población. Dado que, además, la especie

ha ampliado su área de distribución en décadas recientes (PURROY, 1997), se considera más probable que existiera una sobreestimación anterior. La población reproductora más importante es la de las lagunas manchegas, que aportarían casi la mitad de la población ibérica (292-501 parejas), seguida de la Comunidad Valenciana con algo más de la cuarta parte (172-295 parejas) y Navarra (87-148 parejas). Existen poblaciones menores en la Rioja (31-55 parejas), Castilla y León (31-55 parejas) y muy inferiores en el resto de las comunidades: Cataluña (9-14 parejas) y Aragón (3-5 parejas).

Las tendencias son muy diferentes entre localidades. La disminución más acusada se ha registrado en Cataluña, donde a finales de la década de 1970 y principios de la siguiente, se citaba al Bigotudo como nidificante común e incluso abundante en puntos del Delta del Ebro (MUNTANER *et al.*, 1983), pero a principios de la década de 1990 se estiman menos de 50 parejas (PURROY, 1997) y en los censos más recientes entre 6 y 8 (MARTÍNEZ-VILALTA *et al.*, 1998 a). Además, en el Parque Natural de los Aiguamolls de l'Empordá, donde fue citada como nidificante escasa (menos de 5 parejas; SARGATAL y LLINÁS, 1978), parece haberse extinguido, aunque ha aparecido una pequeña colonia en los carrizales del río Segre (LÓPEZ y MONRÓS, 2003).

En la Comunidad Valenciana, se mantiene como reproductor en las mismas localidades conocidas. URIOS *et al.* (1991) proporcionan estimas de unas 100 parejas para la albufera de Valencia y 70 para El Fondo (NAVARRO, 1988), aunque actualmente alcanzaría como máximo 50 parejas en esta localidad y 25 parejas en las salinas de Santa Pola, por lo que la población permanecería estable o en regresión moderada. También parece estable la población del centro de la Península.

En el tercio norte se comprueba su reproducción en 1994 en las lagunas de las Cañas y Pitillas (GUTIERREZ, 1998) y este núcleo navarro ha experimentado una clara expansión a lo largo de la década de 1990. A finales de esta década se registra su expansión en las lagunas de Palencia (GÓMEZ y CALVO, 1998). Dada la precaria situación actual de las poblaciones catalanas es muy discutible que la colonización reciente del norte peninsular se haya producido a partir de ellas, pudiendo atribuirse con mayor probabilidad a alguna fuga de individuos de las colonias de la costa atlántica francesa (GUTIÉRREZ, 1998). También comenzó a reproducirse en el oeste de Francia, sur de Suecia y en Irlanda a partir de irrupciones de aves holandesas en las décadas de 1960 y 1970 (HAGEMEIJER y BLAIR, 1997), lo que apoyaría esta hipótesis.

Dada su estricta selección de hábitat para la nidificación, las principales amenazas para el Bigotudo derivan de su alteración. Su vulnerabilidad a los depredadores de nidos (especialmente ratas) hace que la disminución del nivel del agua en los humedales tenga unas consecuencias catastróficas para su reproducción. En tales situaciones muchas parejas no se reproducen y las probabilidades de éxito de las que lo intentan se reducen considerablemente. Dado que estos depredadores oportunistas se ven favorecidos por las actividades humanas, como agricultura y urbanización, en el entorno de sus localidades de cría, el incremento de la presión de predación resulta especialmente crítico en

humedales pequeños o que no dispongan de islas seguras para la nidificación. El hundimiento de la población del Delta del Ebro pudo deberse a esta causa, agravada por la falta o escasez de intercambio de individuos con otras poblaciones. Estos intercambios parecen más infrecuentes (incluso virtualmente ausentes) entre las poblaciones mediterráneas que, por ejemplo, entre el conjunto de humedales manchegos, lo que hace a aquéllas más vulnerables.

Como medidas generales de conservación de los humedales donde cría se proponen la identificación de los lugares de nidificación para evitar alteraciones en la estructura de su hábitat; el mantenimiento del nivel de agua durante todo el periodo de reproducción; y el control de los depredadores (ratas) donde se verifique un éxito reproductor bajo debido a la depredación de nidos (LÓPEZ y MONRÓS, 2003, 2004).

En Europa, el Bigotudo no se considera amenazado (Non-SPEC), siendo su población de unas 240.000-480.000 parejas y su estatus provisionalmente seguro, debido a que su tendencia general parece estable (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004), pese a haber sufrido en la última década del pasado siglo declives en diversos países (entre los que se incluye a España). Su elevada especialización de hábitat, adaptada a la vida sobre amplias extensiones de *Phragmites* y su doble hábito alimentario (insectívoro-granívoro) en distintas fases del ciclo anual, la hace particularmente apropiada para un estudio detallado de la selección de hábitat. Máxime cuando en el Hondo cuenta con una muy importante población nidificante, aunque sus efectivos poblacionales pueden fluctuar de año en año (PEIRÓ y LÓPEZ MACIÁ, 2003). Puede además considerarse una especie objetivo en el contexto de la gestión del hábitat en este humedal, por su escasez en la franja mediterránea de la Península y el consecuente estatus de (casi) amenaza, y dada su fuerte dependencia por las grandes extensiones de carrizal como zona de alimentación en periodos invernales y como hábitat nidificación en periodos estivales.

Bibliografía.

- AIERBE, T., OLANO, M y VAZQUEZ, J. 2001. Atlas de las aves nidificantes de Guipúzcoa. *Munibe*, 52: 5-136.
- AILSTOCK, M.S., NORMAN, C.M y BUSHMANN, P.J. 2001. Common reed *Phragmites australis*: control and effects upon biodiversity in freshwater nontidal wetlands. *Restoration Ecology*, 9: 49-59.
- ALVAREZ, J., AIHARTZA, J., ALCALDE, J.T., BEA, A., CAMPOS, L.F., CARRASCAL, L.M., CASTIÉN, E., CRESPO, T., GAINZIARÁIN, J.A., GALARZA, A., GARCÍA-TEJEDOR, E., MENDIOLA, I., OCIO, G. y ZUBEROGOITIA, Í. 1998. *Vertebrados continentales: situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- BALLESTEROS, G.A. y ROBLEDANO, F. 1998. *Seguimiento biológico del Paisaje Protegido del Humedal de Ajauque y Rambla Salada*. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua. Murcia. 56 págs.
- BERMEJO, A. 2003. Ruiseñor Bastardo *Cettia cetti*. En: MARTÍ, R y DEL MORAL, J.C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 450-451. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/Birdlife. Madrid.
- BIBBY, C.J 1982. Studies of west Palearctic birds. 184. Moustached Warbler. *British Birds*, 75: 346-359.
- BIBBY, C.J. y LUNN, J., 1982. Conservation of reed beds and their avifauna in England and Wales. *Biological Conservation*, 23: 167-186.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2004. *Birds in Europe. Population Estimates, Trends and Conservation Status*. Birdlife Conservation Series, 12. Cambridge.
- CÁRDENAS, A.M., TORRES, J.A y BACH, C. 1983. Estudio comparado del regimen alimentario de *Acrocephalus arundinaceus* y *A. scirpaceus* en la laguna de Zoñar. *Ardeola*, 30: 33-44.
- CARNERO, I. y PERIS, S. 1988. *Atlas Ornitológico de la Provincia de Salamanca*. Diputación de Salamanca. Salamanca.
- CARTER, S. P. y BRIGHT, P. W. 2003. Reedbeds as refuges for water voles (*Arvicola terrestris*) from predation by introduced mink (*Mustela vison*). *Biological Conservation*, 111 (3): 371-376.
- CASTANY, J. 2003. *El carricerín real (Acrocephalus melanopogon) en el PN del Prat de Cabanes-Torreblanca*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.

- CASTANY, J. y LÓPEZ-IBORRA, G. 2000. Comparación de la composición de las comunidades de paseriformes palustres nidificantes en zonas húmedas del Mediterráneo. En CARBONELL, R. y JULIÁ, M. (Eds.): *Actas de las XIII Jornadas Ornitológicas Españolas*. SEO/Birdlife. Madrid. Pp.: 117-119.
- CASTANY, J. y LÓPEZ, G. 2003. Carricerín Real *Acrocephalus melanopogon*. En: MARTÍ, R y DEL MORAL, J.C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/Birdlife. Madrid. Pp.: 458-459.
- CASTANY, J. y LÓPEZ, G. 2004. Carricerín Real *Acrocephalus melanopogon*. En: MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. y ATIENZA, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid. Pp.: 334-337.
- CHRIS, T. 1997. Estudi de boscarles a s'Albufera. *Butlletí del Parc Natural s'Albufera de Mallorca*, 3: 45-46.
- CUESTA, M.A. y BALMORI, A. 2003. Mosquitero Común *Phylloscopus collybita*. Mosquitero Ibérico *Phylloscopus ibericus*. En: MARTÍ, R y DEL MORAL, J.C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 488-491. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/Birdlife. Madrid.
- COWIE, N., SUTHERLAND, W.J., DITLHOGO, M.K.M. y JAMES, R. 1992. The effects of conservation management on reed beds. II. The flora and litter disappearance. *Journal of Applied Ecology*, 29: 277-284.
- CRAMP, S. (Ed.). 1988. *The Birds of the Western Palearctic. Vol V. Tyrant Flycatchers to Thrushes*. Oxford University Press. Oxford.
- CRAMP, S. (Ed.). 1992. *The Birds of the Western Palearctic. Vol VI. Warblers*. Oxford University Press. Oxford.
- CRAMP, S y PERRINS, C.M. (eds). 1993. *The Birds of the Western Palearctic. Vol VII*. Oxford University Press. Oxford.
- DIAZ, M., MARTÍ, R., GOMEZ-MANZANEQUE, A. y SANCHEZ, A. (Eds.). *Atlas de las Aves nidificantes de Madrid*. Sociedad Española de Ornitología y Agencia de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. Madrid.
- DITLHOGO, M.K.M., JAMES, M. R., LAURENCE, B.R. y SUTHERLAND, W.J. 1992. The effects of conservation management on reed beds. I. The invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 29: 265-276.
- DOADRIO, I. 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- ESCANDELL, V. 2006. *Seguimiento de las Aves Comunes Nidificantes en España. Programa SACRE. Informe 1996-2005*. SEO/Birdlife.

- GAINZARAIN, J.A. 2003. Carricero Común *Acrocephalus scirpaceus*. En: MARTÍ, R y DEL MORAL, J.C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 460-461. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/Birdlife. Madrid.
- GÓMEZ, E. y CALVO, C. 1998. Bigotudo, *Panurus biarmicus*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 45: 252.
- GÓMEZ-MANZANEQUE, A. 2003. Pechiazul *Luscinia svecica*. En: MARTÍ, R y DEL MORAL, J.C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 420-421. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/Birdlife. Madrid.
- GUTIÉRREZ, C. 1998. El Bigotudo (*Panurus biarmicus* Linnaeus, 1758) en Navarra. *Anuario Ornitológico de Navarra (1997)*, 4: 163-165.
- HAGEMEIJER, E.M.J y BLAIR, M.J. (Eds.). 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & AD Poyser. Londres.
- JUBETE, F. 1997. *Atlas de las Aves nidificantes de la provincia de Palencia*. Ed. Asociación de Naturalistas Palentinos. Palencia.
- LAWTON, J.H. y WOODROFFE, G.L. 1991. Habitat and the distribution of water voles: Why are there gaps in a species range?. *Journal of Animal Ecology*, 60: 79-91.
- LIZANA, M. 2002. *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758) Sapo Común, Escuerzo. En: PLEGUEZUELOS, J.M., MARQUEZ, R. y LIZANA, M. (Ed.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles en España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- LÓPEZ, G. y TORRES-PINHEIRO, R. 2000. Abundancia de Passeriformes Palustres en carrizales sometidos a diferentes impactos en el parque natural de El Hondo (Alicante). En: CARBONELL, R. y JULIÁ, M. (Eds.): *Actas de las XIII Jornadas Ornitológicas Españolas*. SEO/Birdlife. Madrid. Pp: 183-185.
- LÓPEZ, G. y MONRÓS, J., 2003. Bigotudo (*Panurus biarmicus*). En: MARTÍ, R y DEL MORAL, J.C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 504-505. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/Birdlife. Madrid.
- LÓPEZ, G y MONRÓS, J., 2004. Bigotudo (*Panurus biarmicus*). En: MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. y ATIENZA, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 341-344. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.
- LÓPEZ, G., SANCHO, C. y GÓMEZ, J.A. 2002. Identificación de depredadores de passeriformes palustres mediante sistemas de videovigilancia en el P.N de El Hondo. En SANCHEZ, A. (Ed): *Actas de*

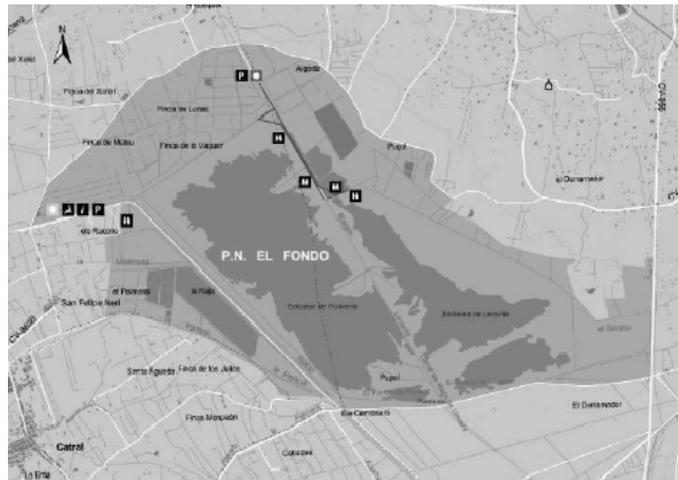
las XV Jornadas Ornitológicas Españolas, pp 224-225. SEO/ Birdlife. Madrid.

- MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. y ATIENZA, J.C. (Eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.
- MARTÍNEZ-VILALTA, A.M., BERTOLERO, A., BIGAS, D., PAQUET, J-Y. y MARTÍNEZ-VILALTA, J.M. 1998 a. Descripción de la comunidad de Passeriformes que nidifica en los canchales del Delta de l'Ebre. *Butlletí Parc Natural Delta de l'Ebre*, 10: 28-35.
- MARTÍNEZ-PALAO, M., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., GIMÉNEZ, A., ESTEVE, M.A. y SÁNCHEZ, M.A. 1997. Primeros resultados sobre las comunidades de micromamíferos del Mar Menor. *Actas II Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia*. Asociación de Naturalistas del Sureste. Pp.: 145-150.
- MARTÍNEZ-VILALTA, A., BERTOLERO, A., BIGAS, D. y PAQUET, J-Y. 1998 b. Notes Faunístiques. *Butlletí Parc Natural Delta de l'Ebre*, 10:45.
- MARTÍNEZ VILALTA, J., BERTOLERO, A., BIGAS, D., PAQUET, J.I. y MARTÍNEZ VILALTA, A. 2002. Habitat selection of Passerine birds nesting in the Ebro Delta (NE Spain): management implications. *Wetlands*, 22: 318-325.
- MEJÍAS, R. y AMENGUAL, J. 2000. *Libro Rojo de los vertebrados de las Baleares (2ª Edición)*. Documents Tècnics de Conservació II època, num 8. Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears.
- MEYERSON, L.A., SALTONSTALL, K., WINDHAM, L., KIVIAT, E. y FINDLAY, S. 2000. A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management*, 8: 89-103.
- MOLINA, J., HÓDAR, J.A y CAMACHO, I. 1998. Diet of Cetti's Warblers *Cettia cetti* (Temminck, 1820) in a locality of southern Spain. *Ardeola*, 45:217-220.
- MUNTANER, J., FERRER, X y MARTÍNEZ VILALTA, A. 1983. *Atlas dels Ocells nidificants a Catalunya i Andorra*. Ed Ketres. Barcelona.
- NAVARRO, J.D. 1988. *Estudio Ornitológico de "El Hondo"*. Caja de Ahorros del Mediterráneo. Alicante.
- OLTRA, R. y R. TODOLÍ. 2000. Reproduction of the endangered killifish *Aphanius iberus* at different salinities. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 113-115.
- PARACUELLOS, M. 2001. *Estructura y conservación de las comunidades de aves en humedales del Sudeste ibérico (Almería, España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería.

- PEIRÓ, I.G. 1997. A study of migrant and wintering Bluethroats *Luscinia svecica* in south-eastern Spain. *Ringing & Migration*, 18: 18-24.
- PEIRÓ, I.G. y ESTEVE-SELMA, M.A. 2001. *Ecología de los Passeriformes del carrizal del Parque Natural del Fondo*. Instituto de Cultura Juan Gil Albert. Alicante.
- PEIRÓ, I.G. y LÓPEZ-MACIÁ, M.L. 2002. Evolución de la abundancia del Bigotudo *Panurus biarmicus* en carrizales del Parque Natural de El Hondo (SE de España). *Butlletí G.C.A.*, 19: 11-16.
- PLANELLES, M. (Ed.). 1999. *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Generalitat Valenciana (Valencia).
- PURROY, F.J. (Coord.) 1997. *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. SEO/ Birdlife. Lynx Edicions. Barcelona.
- RICO, L. y MARTÍN, C. 2005. *Influencia del carrizal en la presencia de carnívoros*. En: I Jornadas Científicas Parque Natural de El Hondo. Biodiversidad y Gestión de los Carrizales. Parc Natural El Fondo, Generalitat Valenciana.
- ROMÁN, J., ROMÁN, F., ANSOLA, L.M., PALMA, C. y VENTOSA, R. 1996. *Atlas de las Aves nidificantes de la provincia de Burgos*. Ed. Caja de Ahorros del Círculo Católico. Burgos.
- SANZ-ZUASTI, J. y VELASCO, T. 1999. *Guía de las aves de Castilla y León*. Ed. Carlos Sánchez. Medina del Campo.
- SARGATAL, J. y LLINÁS, R. 1978. *Els Ocells de l'Empordá*. Centre Excursionista Empordanés. Figueras.
- SERRANO, J. (2000): Invertebrados terrestres de la Región de Murcia. En: CALVO, J.F.; ESTEVE, M.A. y LÓPEZ BERMÚDEZ, F. (Coord.). *Biodiversidad. Contribución a su conocimiento y conservación en la Región de Murcia*. Instituto del Agua y Medio Ambiente. Servicio de Publicaciones Universidad de Murcia.
- SIMMS, E. 1985. *British warblers*. Collins. Londres.
- SINASSAMY, J.M. y MAUCHAMP, A. 2002. *Roselières: Gestion fonctionnelle et patrimoniale*. ATEN edit., Fondation EDF, Reserves Naturelles de France & Station Biologique Tour du Valat publ., Cahiers Techniques, N° 63: 1-96.
- SOMERSET COUNTY COUNCIL, 1998. *Reedbed Construction Guidelines for Environmental Improvement Applications. Experience from the Somerset Levels and Moors, UK and the Parc des Marais du Cotentin et du Bessin, France, March 1998*. Somerset County Council, UK.

- TAYLOR, R. 1993. *Habitat and feeding ecology of Acrocephalus melanopogon and the impact of recent fires and management practiques at s'Albufera de Mallorca*. Informe Inédito para Parc Natural s'Albufera de Mallorca. Govern Balear.
- TELLERÍA, J.L., ASENSIO, B. y DÍAZ, M. 1999. *Aves Ibéricas. II Passeriformes*. J.M Reyero Ed. Madrid.
- TORRES-PINHEIRO, R., 2000. *Efectos de la gestión del carrizal y de la sequía sobre la dinámica de poblaciones y ecología reproductora de passeriformes palustres en una zona húmeda mediterránea*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.
- TORRES PINHEIRO, R., LOPEZ, G y SANCHO, C. 2000. Influencia de la gestión del carrizal sobre la ecología reproductora del Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*) en el Parque Natural de El Hondo (Alicante). En CARBONELL, R y JULIÁ (Eds.): *Actas de las XIII Jornadas Ornitológicas Españolas*. Pp 183-185. SEO/Birdlife. Madrid.
- TSCHARNTKE, T. 1992. Fragmentation of *Phragmites* habitats, minimum viable population size, habitat suitability, and local extinctions of moths, midges, flies, aphids, and birds. *Conservation Biology* 6 (4): 530-536.
- TSCHARNTKE, T., STEFFAN-DEWENTER, I., KRUESS A. y THIES, C. 2002. Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecological Research*, 17 (2): 229-239.
- TUCKER, G. M. y HEATH, M.F. 1994. *Birds in Europe. Their conservation status*. Birdlife International. Birdlife Conservation Series, No. 3. Cambridge.
- URÍOS, V., ESCOBAR, J.V., PARDO, R y GÓMEZ, J.A. 1991. *Atlas de las aves nidificantes de la Comunidad Valenciana*. Consellería d'Agricultura i Pesca. Generalitat Valenciana.
- VENTURA, J.A. 2002. *Arvicola sapidus* Miller, 1908 Rata de Agua. En: PALOMO, L. J. y GISBERT, J. (eds.). *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.
- YEATMAN-BERTHELOT, D y JARRY, G (Eds.). 1994. *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France*. Societé Ornithologique de France. París.

3. El Parque Natural de El Fondo



Resumen. - Se exponen las principales características biofísicas y los valores más destacables del Parque Natural de El Fondo (PNEF), espacio natural protegido en el que se han realizado todas las investigaciones incluidas en esta Tesis. Se describen las características hidrológicas y limnológicas que determinan las características ambientales y la dinámica del humedal, siendo destacable su hidrología controlada y la eutrofización provocada por los aportes de aguas bombeadas desde el Río Segura o de origen agrícola, que entre otros aspectos facilitan un notable crecimiento de formaciones de carrizal (*Phragmites communis*). Pese a las anteriores características, generadoras de un fuerte estrés ambiental, el PNEF atesora valores ecológicos y científicos muy destacables, que justifican su designación bajo diferentes figuras de protección de ámbito regional a internacional, especialmente por sus poblaciones de aves acuáticas. También es destacable su interés para el estudio de la migración de aves, en particular Passeriformes palustres, que ha dado lugar a un número importante de investigaciones, en su mayoría derivadas de programas de seguimiento a largo plazo.

3.1 Encuadre geográfico y descripción ecológica general.

El Parque Natural de El Fondo (PNEF), situado en los términos municipales de Elche (38°16'N 00°41'W) y Crevillente (38°15'N 00°48'W) se considera una parte del complejo de humedales del sur de la provincia de Alicante (Figura 3.1), que engloba el Parque Natural de las Salinas de Santa Pola (38°12'N 00°32'W) y Parque Natural de las Lagunas de la Mata y Torrevieja (37°59'N 00°40'W), conformando un triángulo palustre sudalicense de reconocida importancia nacional e internacional para las aves acuáticas (BERNUÉS, 1988; GRIMMETT y JONES, 1989).

Cercanas a éstas existen otras pequeñas zonas húmedas (Clot de Galvany, Hondo de Amorós, etc), también de gran importancia para las aves (p.ej. RAMOS y FIDEL, 1999). El conjunto de humedales constituyen el resto de una antigua albufera existente en el sur de la provincia de Alicante y que ocupaba, desde la sierra de Crevillente, toda la cuenca sur del Bajo Vinalopó y Bajo Segura en el año 520 a.c (LATOUBROTONS, 1961; BAUTISTA, 1975; NAVARRO, 1988).

El PNEF (2.387 ha), situado más al interior que otros complejos de humedales protegidos del Sur de la provincia de Alicante, integra un conjunto de embalses artificiales y una gran variedad de charcas circundantes (naturales y artificiales). El humedal de El Fondo propiamente dicho cubre 1.500 ha y se encuentra a 8 km de la costa. Es un área endorreica, modificada en 1932 por un proyecto de regadío, en el que se construyeron dos embalses someros (1.100 ha) utilizando material autóctono para crear dos diques bajos. Las charcas naturales del entorno (400 ha) son vestigios de la albufera original. Actualmente los embalses son de propiedad privada (Comunidad de Riegos de Levante), siendo su uso principal el suministro de agua para riego.

Las características climáticas de la zona, con precipitaciones inferiores a los 300 mm anuales y temperaturas medias superiores a los 30° en verano, determinan una escasa contribución hídrica pluvial al PNEF y una alta evaporación. La hidrología está controlada artificialmente: el agua que ingresa en los embalses tiene una procedencia variada (río Vinalopó, río Segura, aguas subterráneas), siendo el bombeo de aguas sobrantes del río Segura (70-75 hm³, según VIÑALS *et al.*, 2001) la más importante. El principal aporte a las charcas circundantes procede de la escorrentía de las áreas cultivadas y del nivel freático. El agua subterránea pasa a través de una formación de materiales salinos y es mesohalina en origen (RODRIGO *et al.*, 2001; FUENTES, 2005). Los aportes del Segura y los de origen agrícola producen un exceso de nutrientes en las aguas y sedimentos del PNEF (RODRIGO *et al.* 2001), dando lugar a una elevada eutrofización de los embalses (concentraciones de clorofila de 100-1.200 mg/l), y facilitando

un elevado crecimiento de masas de carrizo en toda su extensión (VIÑALS *et al.*, 2001; FUENTES, 2005).

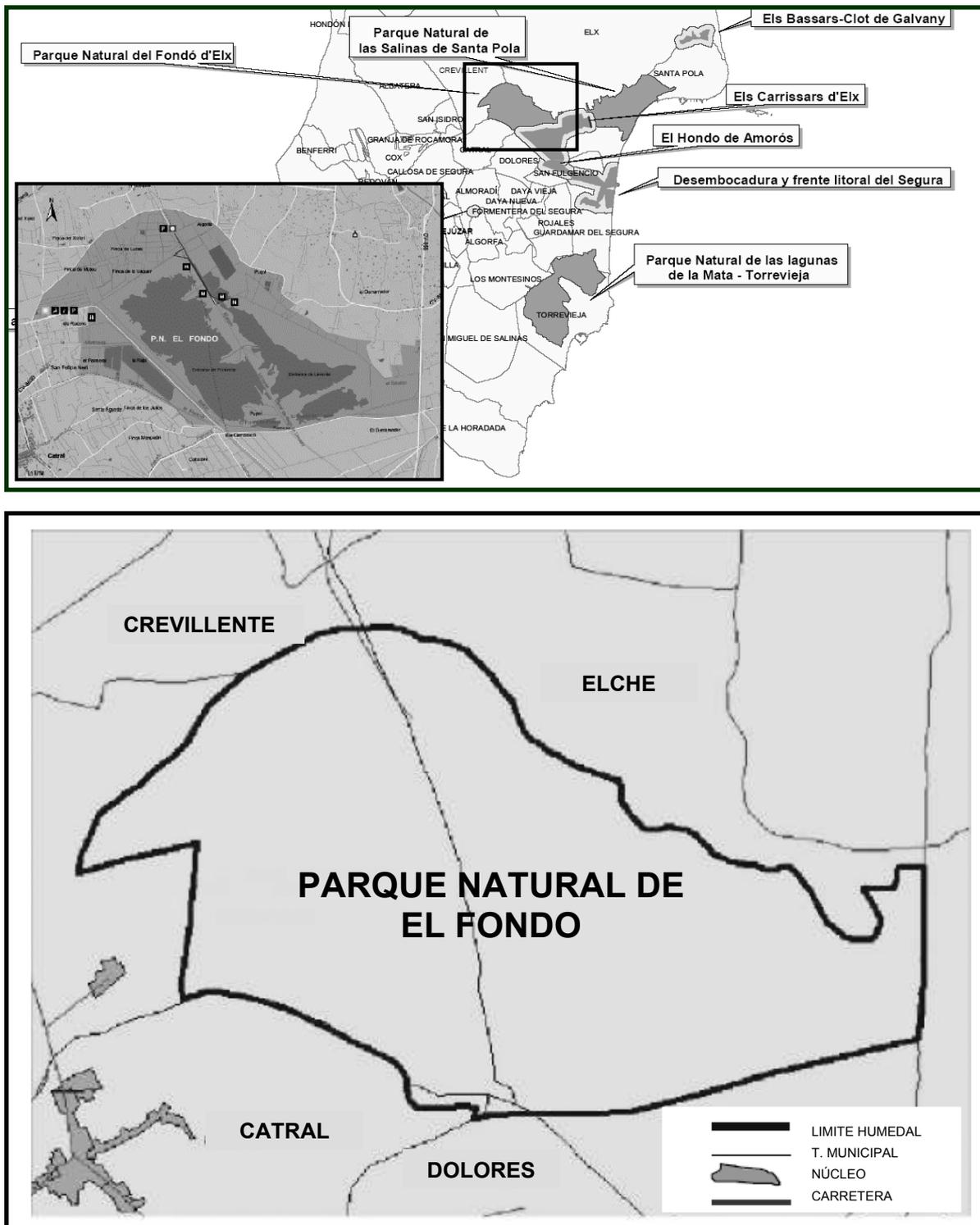


Figura 3.1. Situación (arriba) y límites (abajo) del Parque Natural de El Fondo en el contexto de los humedales del sur de la Provincia de Alicante. Fuente: Catálogo de Zonas Húmedas de la Comunidad Valenciana (CONSELLERÍA DE MEDI AMBIENT, 2002).

3.2 Climatología.

El PNEF queda ubicado dentro del piso bioclimático termomediterráneo (RIVAS-MARTINEZ, 1983) con un índice de aridez de Martonne (MARGALEF, 1978), calculado según datos de temperaturas y precipitaciones en el periodo 1991-2003, de 7,3.

Para la descripción de la climatología de la zona se han utilizado datos de precipitaciones y temperaturas obtenidas en una estación meteorológica, distante 11 km en dirección noreste de la zona habitual de trampeo de Passeriformes. El diagrama ombrotérmico obtenido, para el periodo 1991-2003, se representa en la figura 3.2. Como quiera que este periodo puede considerarse anormalmente seco, se incluyen también (Figura 3.3) dos climodiagramas de estaciones cercanas para periodos más largos, obtenidos de la base de datos www.globalbioclimatics.org.

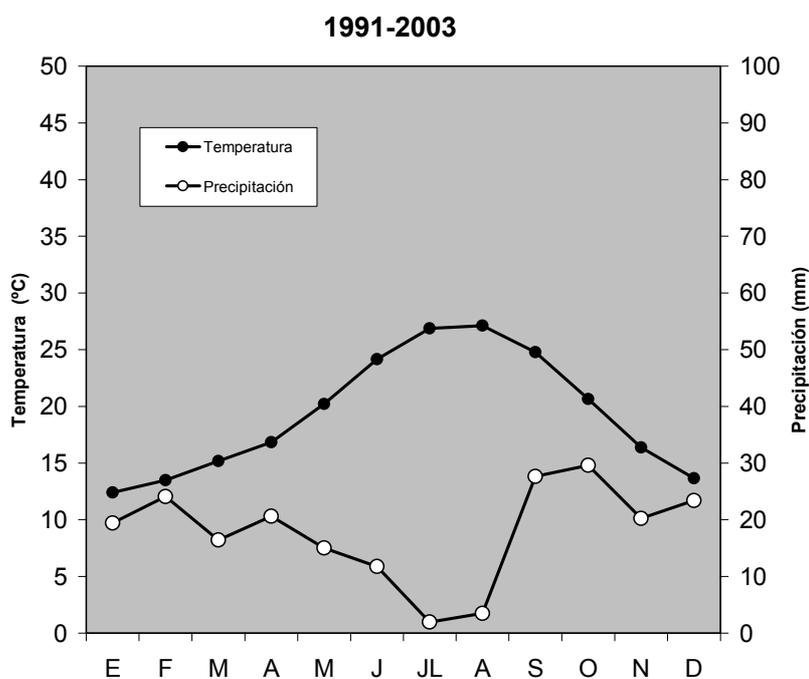


Figura 3.2. Climodiagrama de El Fondo para el periodo 1991-2003.

Las temperaturas medias mensuales para el periodo 1991-2003 oscilaron entre los 12,4 °C de enero (rango 10,5-16,6°C) y los 27,1 °C de agosto (rango 20,0-24,5°C) siendo el año con el valor medio mensual máximo 1994, con 30,0 °C, mientras que 1997 fue el año con el valor más bajo (10,5°C).

Con respecto a las precipitaciones del periodo 1991-2003 el valor medio fue de 213,7 mm siendo superado en los años 1991, 1992, 1996, 1997, 2001 y 2003, y quedando por debajo los restantes años, identificándose como periodos de sequía. El rango de precipitaciones mensuales máximas fue 17,2 - 69,4 mm, siendo octubre el mes con el mayor valor registrado, con 29,6 mm. El rango de precipitaciones mínimas estuvo entre 2,0 y 14,1 mm, siendo julio el mes con más intensa sequía (2,0 mm).

La climatología del área de estudio corresponde por tanto, a regiones que soportan una elevada aridez, con escasas precipitaciones, inferiores a los 300 mm anuales, típicas de la región del sudeste peninsular.

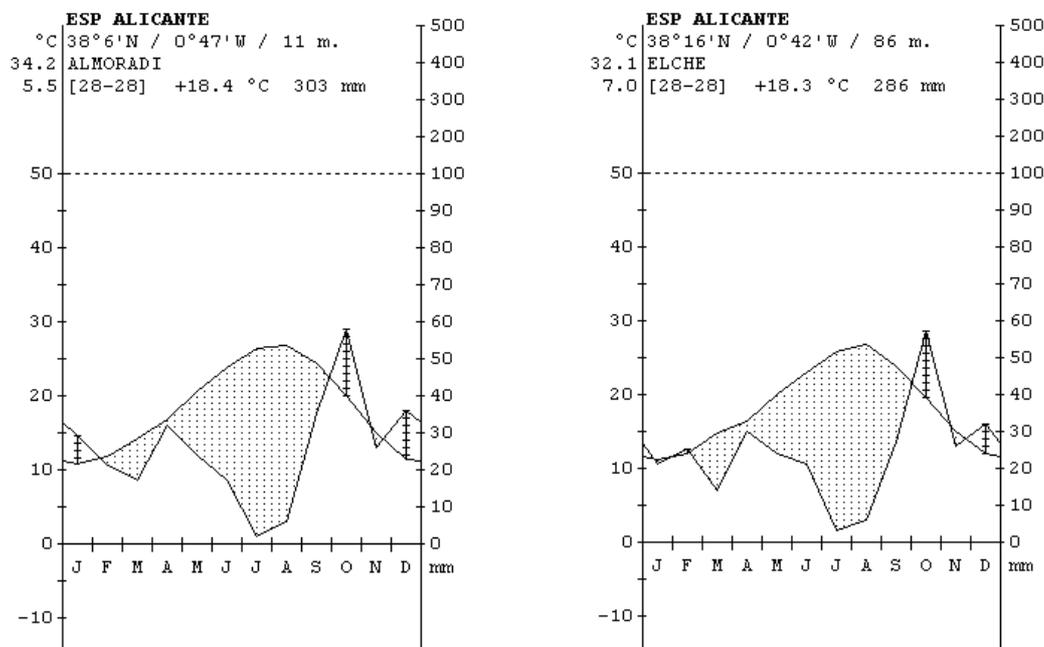


Figura 3.3. Diagramas ombrotérmicos de estaciones meteorológicas cercanas al Parque Natural de El Fondo. Fuente: www.globalbioclimatics.org.

3.3 Características limnológicas.

Las aguas de El Fondo son normalmente mesohalinas con concentraciones de sales de 3 a 9 g/l, observándose un incremento de los porcentajes en verano, llegando a hacerse polihalinas (10-17 g/l) e incluso superando estos valores, lo que les aproximaría a características atalasoalinas (> 17 g/l) (VIÑALS *et al.*, 2001).

Según VIÑALS *et al.* (2001) las características del fitoplacton del agua de los embalses es poco variada. En estudios efectuados en 1995 por COLOM *et al.* (1995) se pone de manifiesto que el número de especies por muestra oscilaba entre 7,5 y 13,5 de un total de 58 especies, de las cuales

la mayoría correspondieron a diatomeas, siendo ejemplares de pequeño tamaño, típicos de ambientes ricos en nutrientes y sometidos a fluctuaciones muy intensas y frecuentes.

RODRIGO *et al.*, (2001) estudiaron el ciclo anual de diversas variables físico-químicas y la dinámica del plancton en las dos charcas naturales (Sur y Sureste) del PNEF. La conductividad del agua alcanzó valores de hasta 31–49 mS cm⁻¹ a medida que el nivel del agua disminuía debido a la evaporación. Inicialmente consideradas mesohalinas, las aguas fueron clasificadas como polihalinas durante la estación cálida. La charca Sureste sufrió sucesivos ciclos de desecación-inundación, causando estos últimos la liberación de altas concentraciones de compuestos de nitrógeno y fósforo, rápidamente agotados.

La composición de la flora algal de estas charcas fue típica de ecosistemas eutróficos. La riqueza de especies y la diversidad del fitoplancton fue baja en ambas charcas. El zooplancton estuvo dominado por rotíferos (*Brachionus* y *Hexarthra*), aunque los copépodos y ciliados también fueron importantes. Las diferencias en la entrada de agua, los patrones de desecación (y el consecuente aumento de salinidad), y la diferente cobertura de macrófitos sumergidos, explican las diferencias encontradas entre las dos charcas en la composición de sus comunidades planctónicas.

3.4 Flora y vegetación.

La vegetación de la zona, se considera típica de humedales costeros mediterráneos (CALVO e IBORRA, 1986). De acuerdo, básicamente, con la información aportada por FUENTES (2005) existen varias unidades florísticas. Las detallamos a continuación, en ordenación aproximadamente centrífuga:

3.4.1 Vegetación acuática.

FUENTES (2005) señala variaciones espaciales importantes, siendo la especie dominante *Potamogeton pectinatus*, seguido por *Ruppia cirrosa* y *Ruppia maritima* en las zonas más salobres. Las charcas naturales, de aguas más transparentes tienen extensas praderas de macrófitos sumergidos (*Chara*, *Ruppia*, *Najas* y *Potamogeton*), con algunas especies no encontradas en los embalses (RODRIGO *et al.*, 2001).

3.4.2 Formaciones de *Scirpus litorales* y *Scirpus maritimus*.

La primera de estas formaciones se caracteriza por presentar islotes de la especie constituyente, bien desarrollados, y un porcentaje de aguas libres igual o ligeramente superior a dichas manchas. Generalmente se encuentra bastante degradada y supone un porcentaje muy pequeño del total del humedal.

Por su parte, la formación de *Scirpus maritimus* aparece en claros de agua, por lo que precisa periodos de inundación para su desarrollo.

3.4.3 Carrizal de *Phragmites australis*.

Es la formación dominante, de gran cobertura (habitualmente 80-100% en masas ribereñas, frente a un 0-20% en aguas libres) y desarrollo. Normalmente inundado o sobre lodos húmedos, pudiendo resistir periodos de sequía. Normalmente distribuido en la orla y en contacto con la lámina de agua, formando comunidades monoespecíficas, en las que ocasionalmente se encuentran otras plantas asociadas. También se encuentra formando islotes que invaden la superficie de aguas libres. En canales y vertederos es también la formación dominante. En las motas más elevadas aparece acompañada de *Phalaris arundinacea*, *Cynanchium acutum*, *Rumex conglomeratus* y *Sonchus maritimus* entre otras.

3.4.4 Formación de saladar dominado por *Sarcocornia fruticosa*.

Está frecuentemente mezclada con otras formaciones halófilas y carrizo. Estas formaciones permanecen inundadas parte del año y se secan al menos durante gran parte del verano. Es más frecuente en la orla de las zonas más someras en contacto con la lámina de agua.

3.4.5 Formaciones de "saladar húmedo".

Están presentes especies como *Arthrocnemum macrostachyum*, *Cynomorium coccineum* y *Halocnemum strobilaceum*. Estas formaciones permanecen secas durante prolongados periodos de tiempo. En este saladar suelen aparecer plantones de saladar craso muy desarrollados, en madurez y altura (*Salicornia ramosissima*, *Sarcocornia fruticosa* e incluso *Juncus subulatus*). Pueden presentar frecuentemente inclusiones de otros tipos de formaciones, ya que suelen encontrarse en carrizales/juncales y albardinales/tarayales. Dados los requerimientos de salinidad y escasa profundidad de la lámina de agua de este tipo de formaciones vegetales, se encuentran restringidas a las zonas más someras y en tales casos rodeados por la formación de "saladar seco".

3.4.6 Formaciones de "saladar seco".

Se asientan sobre suelos salinos esporádicamente encharcados, dependiendo del régimen de lluvias. Este tipo de hábitat se encuentra bordeando el anterior y es también frecuente en grandes extensiones del Parque no consideradas como zonas húmedas. Corresponden con comunidades de estepa salina en las que predominan especies de los géneros *Limonium* y *Suaeda*, *Lygeum spartum*, etc.

3.4.7. Otras formaciones de reducida extensión.

Las **formaciones de *Polygonum equisetiformis* y *Suaeda vera*** aparecen en bordes de caminos y cursos de agua. Este hábitat es típico de las partes más elevadas de diques y azarbes de riego donde se acumulan materiales subhalófilos ricos en materia orgánica como consecuencia de las operaciones de limpieza. Otros elementos característicos son *Limonium angustebracteatum*, *Inula crithmoides*, *Halimione portulacoides* y *Cynanchum acutum*.

Los **juncales** constituyen una zona de borde donde dominan las ciperáceas de los géneros *Juncus* y *Carex*, salpicadas en ocasiones con algo de carrizo y saladar. Suele dominar en las balsas y en las proximidades de canales y acequias. Es poco frecuente en el PNEF y se encuentra inundada al menos unos meses al año. Dominan *Juncus maritimus*, *Juncus subulatus* y *Arthrocnemum macrostachyum*.

También puede encontrarse **formaciones mixtas de *Scirpus maritimus* y *Sarcocornia fruticosa***, en aquellas zonas donde es imposible diferenciar ambas especies. Frecuentemente mezcladas con otras formaciones más halófilas y con carrizo. La proporción de claros de aguas libres no es elevada.

Por último, las formaciones de **Tarayales** están constituidos por bosquetes de *Tamarix boveana* de muy reducida extensión.

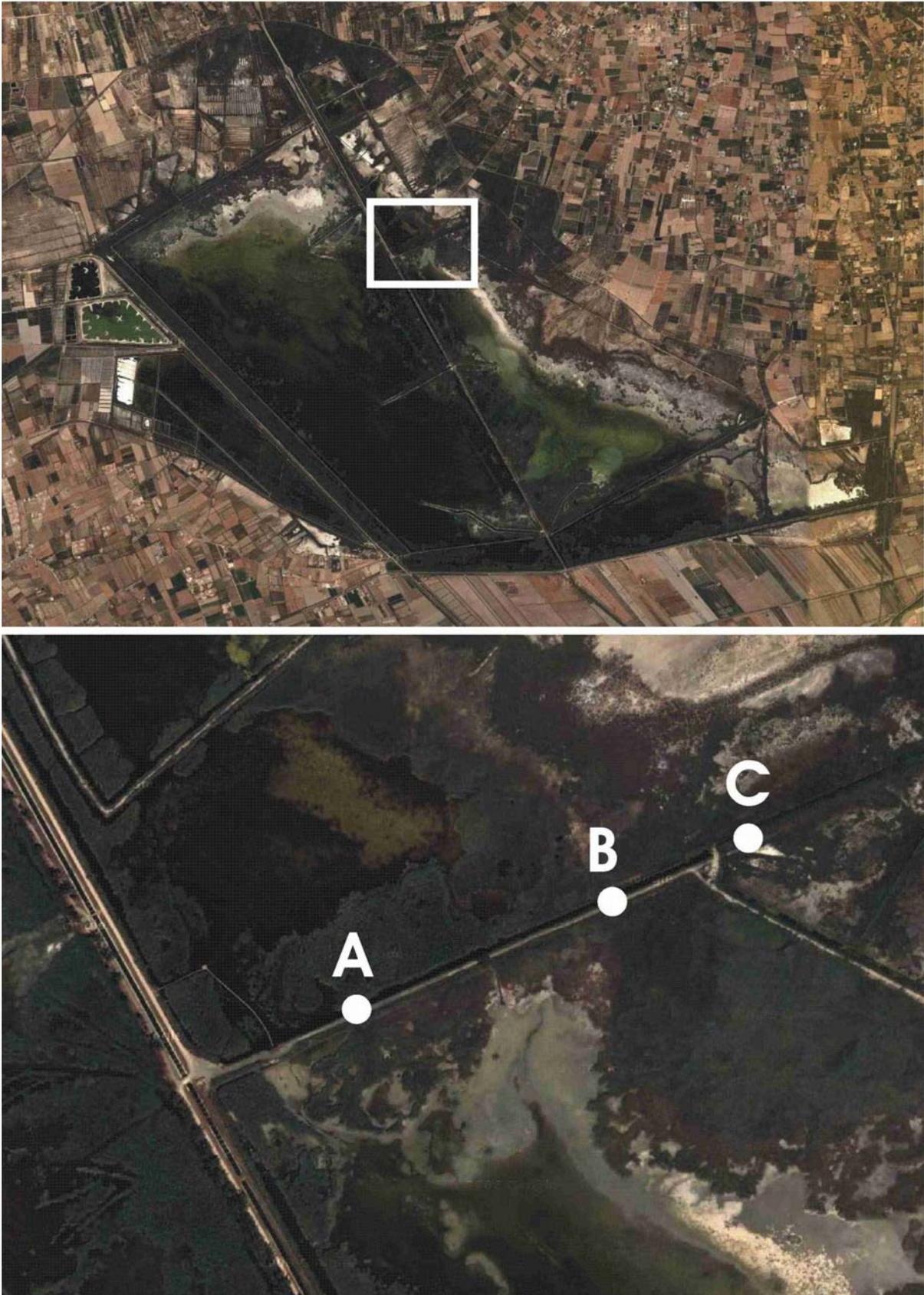


Figura 3.4. Ubicación de las parcelas de estudio en El Fondo. A: Carrizal denso; C: Carrizal-saladar. La parcela B corresponde a una formación de carrizal intermedia entre ambas donde se han obtenido algunos datos adicionales.

3.4.8 Ubicación de las parcelas de estudio.

Las parcelas de estudio (zonas de trampeo en las que se han obtenido la mayor parte de los datos) quedan ubicadas entre las unidades de vegetación de saladar seco y las aguas libres, en la línea de separación entre la Charca Norte y el Embalse de Levante (figura 3.4), conformando un transecto desde el saladar exterior hacia las formaciones interiores más densas de carrizal. Corresponden a dos carrizales, uno monoespecífico localizado en la primera orla perilagunar, y otro mezclado con matorral (carrizal-saladar) sobre suelos fuertemente salinos, no encharcados, pero que retienen cierto grado de humedad. En el segundo, el carrizo aparece como brotes de carrizo de distinta altura dispersos o formando pequeños rodales.

3.5 Fauna.

De acuerdo con NAVARRO (1988), BERNUÉS (1998) y VIÑALS *et al.* (2001), en el PNEF se han catalogado las siguientes especies de fauna (principalmente vertebrados), aunque también se citan algunos invertebrados de importancia.

3.5.1 Invertebrados.

Según VIÑALS *et al.* (2001), entre los invertebrados que podemos encontrar con importancia destacan los Crustáceos como *Daphnia pulex*, *Sphaerama serratum*, *Gammarus locusta* y *Palaeomonetes zariquieyi* y entre los Insectos a *Notonecta glauca*, *Corixa falleni*, *Hydrous piceus* y *Dytiscus marginallis*. Más recientemente se han realizado estudios sobre las taxocenosis de invertebrados que sirven de base alimentaria para las especies de aves de mayor interés de conservación (p. ej. FUENTES *et al.*, 2005; GREEN *et al.*, 2005).

3.5.2 Peces.

Según BERNUÉS (1998), las especies presentes en El Fondo son: *Carassius carassius*, *Cyprinus carpio*, *Anguilla anguilla*, *Gambusia affinis*, *Aphanius iberus*, *Atherina boyeri*, *Mugil cephalus*, *Liza aurata* y *Mugil labera*.

3.5.3 Anfibios y reptiles.

Los anfibios tienen una escasa representación, destacando *Bufo calamita*, *Bufo bufo* y *Rana perezii*. Según BERNUÉS (1998), es probable en algunas áreas de El Fondo la existencia de *Pleurodeles waltl*, *Pelobates cultripes* e *Hyla meridionalis*.

Los reptiles cuentan con especies tales como *Tarentola mauritanica*, *Acanthodactylus erythrurus*, *Lacerta lepida*, *Podarcis hispanica*, *Psammotriton algirus*, *Elaphe scalaris*, *Macroprotodon cucullatus*, *Malpolon monspessulanus*, *Natrix maura*, *Natrix natrix* y *Mauremys leprosa*.

3.5.4 Aves.

Se han detectado en la zona 179 especies, hasta principios de la década de los 90, de las que 38 se catalogan como nidificantes seguras, 32 como nidificantes probables y 132 como presentes regularmente en la zona (NAVARRO, 1988). Cabe destacar por su abundancia como nidificantes a la Focha Común *Fulica atra*, la Polla de Agua *Gallinula chloropus*, el Pato Colorado *Netta rufina*, el Ánade Real *Anas platyrhynchos*, la Cigüeñuela *Himantopus himantopus*, la Avoceta *Recurvirostra avosetta*, el Charrancito *Sterna albifrons*, el Fumarel Cariblanco *Chlydonias hybrida*, el Zampullín Chico *Tachybaptus ruficollis* y el Zampullín Cuellinegro *Podiceps nigricollis*; también es interesante la presencia del Tarro Blanco *Tadorna tadorna* y la Canastera *Glareola pratincola*. Mención aparte merece la presencia de la Cerceta Pardilla *Marmaronetta angustirostris*, especie globalmente amenazada (NAVARRO y ROBEDANO, 1995; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2000; MADROÑO *et al.*, 2004; FUENTES, 2005).

Así mismo destacan las colonias de Ardeidas, compuestas por *Egretta garzetta*, *Bubulcus ibis*, *Nycticorax nycticorax*, *Ardea purpurea* y *Ardeola ralloides*, que se han instalado aquellos años en los que se ha mantenido una mínima lámina de agua en la zona. Finalmente, cabe mencionar las poblaciones de Paseriformes de carrizal entre las que se encuentra el Bigotudo *Panurus biarmicus*, catalogado recientemente en España como Casi Amenazado, el Carricerín real *Acrocephalus melanopogon*, catalogado como Vulnerable y la Buscarla unicolor *Locustella luscinioides* catalogada recientemente como Casi Amenazada (MADROÑO *et al.*, 2004).

Como invernantes destacan el Pato Cuchara *Anas clypeata*, el Pato Colorado *Netta rufina*, la Cerceta Pardilla *Marmaronetta angustirostris*, el Porrón Común *Aythya ferina*, la Focha *Fulica atra*, el Flamenco *Phoenicopterus roseus* y el Zampullín Chico *Tachybaptus ruficollis*.

Como recientes incorporaciones a la avifauna nidificante merece destacarse la presencia de especies amenazadas y de distribución restringida como la Malvasía Cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), o el Flamenco (JONSON y DURAND, 2001; FERNÁNDEZ y SARMIENTO, 2002; CBC, 2003) motivo de preocupación por la incidencia que en ellas puede tener el plumbismo, consecuencia de la intensa actividad cinegética que se ha desarrollado tradicionalmente en el actual PNEF (SUAREZ y URÍOS, 1999).

3.5.5 Mamíferos.

Se han detectado las siguientes especies (BERNUÉS, 1988): *Erinaceus algirus*, *Suncus etruscus*, *Crocidura russula*, *Pipistrellus pipistrellus*, *Rattus norvegicus*, *Rattus rattus*, *Mus musculus*, *Apodemus sylvaticus*, *Arvicola sapidus*, *Mustela nivalis*, *Mustela putorius* y *Vulpes vulpes*.

3.6 Importancia conservacionista y científica.

El Fondo cuenta con numerosos regímenes de protección ya que fue declarado Paraje Natural de la Comunidad Valenciana, en base a la Ley de la Generalitat Valenciana 5/1988, de 24 de Junio, mediante el Decreto 187/1988, de 12 de Diciembre. Con posterioridad, fue reclasificado como Parque Natural por Ley 11/194, de 27 de Diciembre de Espacios Naturales Protegidos de la Comunidad Valenciana. También fue incluido en el proyecto MAR en 1965, en la Lista de Humedales de importancia Internacional del Convenio de Ramsar por Acuerdo del Consejo de Ministros de 28 de julio de 1989 (BERNUÉS, 1998), y designado como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA), en virtud de la Directiva 79/409/CEE en 1989.

Como criterios ornitológicos de importancia internacional son de destacar, los requisitos numéricos exigidos por Ramsar para las especies nidificantes (BERNUÉS, 1998): *Ardeola ralloides*, *Ixobrychus minutus*, *Tadorna tadorna*, *Marmaronetta angustirostris*, *Netta rufina*, *Oxyura leucocephala*, *Himantopus himantopus*, *Sterna albifrons* y *Chlydonias hybrida* que superan ampliamente esos márgenes, al igual que especies invernantes como *Netta rufina*.

Como manifestación de su importancia botánica, según los criterios desarrollados por CIRUJANO *et al.* (1992, 1995), El Fondo ostenta también importancia internacional desde el punto de vista de su flora acuática y palustre.

El Fondo está propuesto como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) y forma parte de la Lista Nacional de la Red Natura 2000 (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 2003), a la que ya pertenece como Zona de Especial Protección para las Aves, por cumplir los criterios numéricos establecidos por la Unión Europea para determinadas especies (DE JUANA *et al.*, 1990), tanto invernantes (más de 20.000 aves acuáticas), como nidificantes, con importantes poblaciones reproductoras de Flamenco y anátidas amenazadas como la Malvasía Cabeciblanca o la Cerceta Pardilla (FERNÁNDEZ y SARMIENTO, 2002; FUENTES, 2005).

Con respecto a estas especies, el seguimiento desde 1991, ofrece un espectacular aumento, tanto de invernantes como nidificantes (FERRÁNDEZ y SARMIENTO, 2002; ECHEVARRÍAS, 2002). Otras especies de aves acuáticas amenazadas detectadas en los últimos años en El Fondo (p.ej. Focha Moruna *Fulica cristata*) están siendo sometidas a proyectos de conservación a regional y Europeo (VIEDMA, 2002).

Se trata del cuarto humedal de la Comunidad Valenciana por su importancia ornítica, registrándose importantes concentraciones de especies con distinto estatus de amenaza a escala regional, destacando los efectivos numéricos de especies de Ardeidas tuteladas como Garceta común (*Egretta garzetta*), Garcilla Bueyera (*Bubulcus ibis*), vulnerables como el Martinete (*Nycticorax nycticorax*) o sensibles a la alteración del hábitat como la Garcilla cangrejera (*Ardeola ralloides*). Es de destacar la abundancia de efectivos de ésta última, particularmente en años con buenos niveles hídricos, llegando a ser de hasta un 43% de los efectivos censados (GARCÍA PEIRÓ, 1997).

Otras especies, como las larolimícolas registran importantes concentraciones, siendo destacables los efectivos de especies nidificantes como el Fumarel cariblanco *Chlydonias hybrida* y la Canastera *Glareola pratincola*, con censos de ésta última de 63-95 parejas en 1999 y 2000 (FERRÁNDEZ y SARMIENTO, 2002).

Otras especies de vertebrados merecen ser consideradas aquí dada su importancia. Dentro de los Peces, destaca el Fartet *Aphanius iberus* sensible a la alteración del hábitat en la Comunidad Valenciana y en peligro en España (DOADRÍO, 2002).

Con respecto a los Mamíferos, los seguimientos efectuados recientemente en el PNEF por ALCARAZ y MARTÍN (2005) por métodos directos (huellas) e indirectos (trampas y planchas de huellas) han permitido detectar tres especies de carnívoros silvestres: Gineta *Genetta genetta*, Comadreja *Mustela nivalis* y Zorro *Vulpes vulpes*, teniendo la primera de ellas muy altas densidades. Con respecto a los roedores estos mismos autores determinan que la especie más abundante del carrizal es el ratón casero *Mus domesticus*.

3.7 El Fondo como estación de seguimiento de la biología y ecología de passeriformes palustres.

El PNEF ya fue objeto en las décadas de 1960-80, de estudios ornitológicos pioneros muy generales, basados originalmente en observaciones sistemáticas y en capturas para anillamiento (p. ej. TRIGO DE YARTO, 1960; MARTORELL, 1966; NAVARRO, 1972; IBÁÑEZ, 1978; NAVARRO y NAVARRO, 1982, 1984; NAVARRO, 1988).

Más recientemente (principalmente a partir de los 90), y utilizando como principal método el anillamiento científico, se investigan aspectos muy variados de la biología y ecología de los passeriformes palustres. El Fondo ha constituido durante este periodo un área de especial interés para los anilladores de aves, funcionando como una estación de campo para investigaciones realizadas en el ámbito universitario, pero también como área más o menos permanente de seguimiento de la migración, mantenida por la actividad de anilladores locales, sea de forma autónoma o en el marco de programas coordinados como PASER (PINILLA, 1997), Estaciones de Esfuerzo Constante (CENTRO DE MIGRACIÓN DE AVES, 1996). Utilizando como método principal el trampeo mediante redes japonesas, estos programas, además de contribuir de forma general al estudio de la migración, han sustentado investigaciones sobre la fenología, morfología, dinámica corporal, etc. (de las especies) y sobre la composición, estructura y dinámica (de las comunidades) de Passeriformes asociados a la vegetación de carrizal.

En concreto, entre las investigaciones que se han realizado durante los últimos diez años en el Parque Natural de El Fondo, destacan los estudios autoecológicos de algunas especies (p. ej. PEIRÓ, 1995, 1996, 1997 a y b, 2004; CASTANY y LÓPEZ, 2000 y 2002; TORRES-PINHEIRO *et al.*, 2000; LÓPEZ y TORRES-PINHEIRO, 2002; LÓPEZ *et al.*, 2002; TORRES-PINHEIRO y LÓPEZ, 2002). Estos estudios han desembocado en la realización de trabajos de investigación más generales sobre su dinámica temporal (TORRES-PINHEIRO, 2000; PEIRÓ y ESTEVE, 2001).

Se concluye, por tanto, la importancia de este humedal para el estudio y conservación de las aves, no sólo acuáticas, sino de pequeños passeriformes palustres que utilizan los carrizales como área de parada migratoria (*stop-over site*) o como lugar de nidificación e invernada.

Bibliografía.

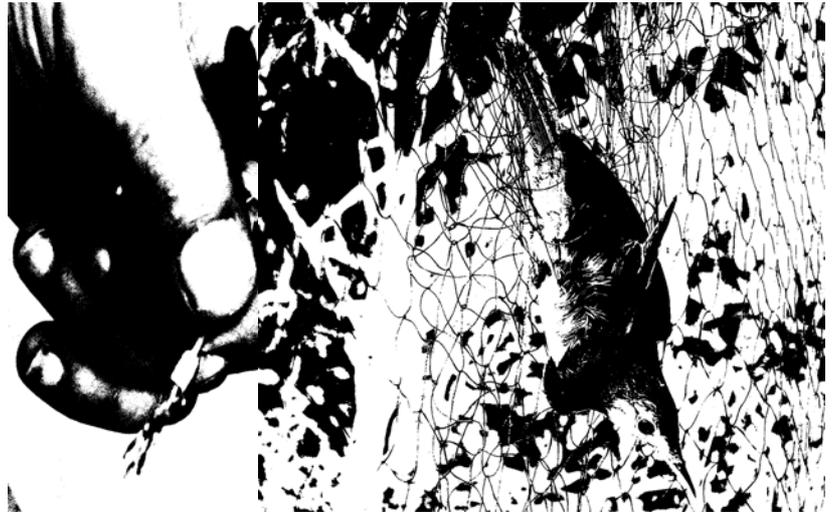
- ALCARAZ, L.R. y MARTÍN, C.M. 2005. *Influencia del carrizal en la presencia de carnívoros*. I Jornadas Científicas del Parque Natural de El Hondo. Crevillente, 22-24 Febrero, 2005.
- BERNUÉS, M. (Coord.). 1998. *Humedales Españoles inscritos en la Lista del Convenio Ramsar*. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
- BAUTISTA, J. 1975. *Orihuela en el Mundo Antiguo*. Patronato A. García Roel, Orihuela.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2000. *Marmaronetta angustirostris*. En: IUCN 2003. *2003 IUCN Red List of Threatened Species*. www.redlist.org. Descargado el 15/03/2004.
- CALVO, J.F. e IBORRA, J. 1986. *Estudio ecológico de la laguna de la Mata*. Instituto de Cultura Juan Gil Albert. Alicante.
- CASTANY, J. y LÓPEZ, G. 2000. Comparación de la composición de las comunidades de passeriformes palustres nidificantes en zonas húmedas del Mediterráneo. En CARBONELL, R y JULIÁ, M. (EDS). *XIII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp 117-121. SEO/Birdlife.
- CASTANY, J y LÓPEZ, G. 2002. Estudio de la dinámica poblacional del Carricerín real (*Acrocephalus melanopogon*) en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca mediante anillamiento con esfuerzo constante. En SANCHEZ, A (Ed): *Actas de las XV Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp 175-176. SEO/ Birdlife. Madrid.
- CBC, S.L. 2003. *Phoenicopterus ruber* Linnaeus, 1758. VER/113. Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (R.D. 439/1990). Ministerio de Medio Ambiente (www.mma.es).
- CIRUJANO, S., VELAYOS, M., CASTILLA, F y GIL, M. 1992. *Criterios botánicos para la valoración de las lagunas y humedales españoles (Península Ibérica e Islas Baleares)*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.
- CIRUJANO, S., MEDINA, L., PERIS, J.B y STÜBING, G. 1995. *Estudio de la flora de los Parques Naturales de El Hondo, Salinas de Santa Pola y La Mata-Torrevieja*. Informe Inédito. Generalitat Valenciana.
- CONSELLERÍA DE MEDI AMBIENT. 2002. *Catálogo de Zonas Húmedas de la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana.
- DE JUANA, E. (Ed).1990. *Areas Importantes para las aves en España*. Monografías, 3. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- DOADRIO, I. 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.

- ECHEVARRÍAS, J.L. 2002. Seguimiento de acuáticas amenazadas en el Parque Natural de El Hondo, Comunidad Valenciana. En SANCHEZ, A. (Ed): *Actas de las XV Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp 95-101. SEO/ Birdlife. Madrid.
- FERRÁNDEZ, M y SARMIENTO, L.F. 2002. Evolución de la población de la Malvasía Cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*) en el Parque Natural de "El Hondo" en la última década. En SANCHEZ, A. (Ed): *Actas de las XV Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp 194-195. SEO/ Birdlife. Madrid.
- FUENTES, C. 2005. *Ecología de la Cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris) y de la Malvasía cabeciblanca (Oxyura leucocephala) en los humedales del Baix Vinalopó, Alicante*. Tesis Doctoral, Universidad de Alicante.
- FUENTES, C.; GREEN, A.J.; ORR, J. y OLAFSSON, J.S. 2005. Seasonal variation in species composition and larval size of the benthic chironomid communities in brackish wetlands in Southern Alicante, Spain. *Wetlands*, 25 (2): 289-296.
- GREEN, A.J., FUENTES, C., MORENO-OSTOS, E., S.L. y RODRIGUES DA SILVA, S.L. 2005. Factors influencing cladoceran abundance and species richness in brackish lakes in Eastern Spain. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.*, 41(2): 73-81.
- GRIMMETT, R.F.A. y JONES, T.A. 1989. *Important Bird Areas in Europe*. ICBP Technical Publication N° 9. Cambridge.
- IBÁÑEZ, J.M. 1978. *Aspectos ecológicos de las zonas húmedas del sur de la provincia de Alicante*. Tesis de Licenciatura, Universidad de Granada.
- JOHNSON, A.R. y DURAND, C. 2001. News from the regions 1998. Old World. *Flamingo Specialist Group Newsletter*, 10: 5-8.
- LATOUR BROTONS, J. 1961. *El Cardenal Belluga y sus Pías fundaciones*. Primera semana de estudios Murcianos, Academia Alfonso X el Sabio.
- LÓPEZ, G., SANCHO, C. y GÓMEZ, J.A. 2002. Estimación del área de muestreo de las redes en una Estación de Esfuerzo Constante en el P.N de El Hondo. En SANCHEZ, A (Ed): *Actas de las XV Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp 225-226. SEO/ Birdlife. Madrid.
- LÓPEZ, G. y TORRES-PINHEIRO, R. 2002. Abundancia de los passeriformes palustres en carrizales sometidos a diferentes impactos en el Parque Natural de El Hondo (Alicante). En CARBONELL, R y JULIÁ, M. (Eds). *XIII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp 183-187. SEO/Birdlife.
- LÓPEZ, G., SANCHO, C. y GÓMEZ, J.A. 2002. Identificación de depredadores de passeriformes palustres mediante sistemas de videovigilancia en el P.N de El Hondo. En SANCHEZ, A. (Ed): *Actas de las XV Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp 224-225. SEO/ Birdlife. Madrid.

- MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. y ATIENZA, J.C. (Eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. 2003. *El Fondo d'Elx-Crevillent*. Lugares de la Lista Nacional. Red Natura 2000 (Dir. 92/43 CEE) (www.mma.es).
- MARTORELL, M. 1966. Nota sobre la avifauna en la laguna del Hondo, en Elche. *Ardeola*, 11: 129-136.
- NAVARRO, J.D. 1972. Panorama ornitológico de los embalses de "El Hondo" (Alicante). *Ardeola*, 16: 228-239.
- NAVARRO, J.D. 1988. *Estudio Ornitológico de "el Hondo"*. Caja de Ahorros del Mediterráneo.
- NAVARRO, J.D. y NAVARRO, J. 1982. La avifauna de los embalses de "El Hondo" (Alicante). *Mediterránea*, 6: 109-139.
- NAVARRO, J.D. y NAVARRO, J. 1984. La avifauna de los embalses de "El Hondo" (Alicante). *Mediterránea*, 7: 117-137.
- NAVARRO, J.D. y ROBLADANO, F. 1995. *La cerceta pardilla en España*. Serie Técnica. ICONA. Madrid.
- PEIRÓ, I.G. 1995. Patterns of abundance, body-mass dynamics and habitat use of the Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* in two reedbeds of south-eastern Spain. *Ringing & Migration*, 16: 100-108.
- PEIRÓ, I.G. 1996. Patrones de abundancia y dinámica corporal del Carricero Común *Acrocephalus scirpaceus* en carrizales del Parque Natural del Hondo (SE de España). *Apus*, 7/8: 6-11.
- PEIRÓ, I.G. 1997. Concentraciones postreproductoras de Ardeidos en el Parque Natural del Hondo. *La Matruca*, 3: 4.
- PEIRÓ, I.G. 1997. Age and sex-related differences in the wing-shape of Bluethroats *Luscinia svecica* in South-east Spain. *Butlletí del Grup Català d'Anellament*, 14: 1-8.
- PEIRÓ, I.G. y ESTEVE, M.A. 2001. *Ecología de los Passeriformes del carrizal del Parque Natural del Hondo*. Instituto de Cultura Juan Gil Albert. Diputación Provincial de Alicante.
- PEIRÓ, I.G. 2004. Intraspecific variation in the wing shape of the long-distance migrant Reed warbler *Acrocephalus scirpaceus*: effects of age and distance of migration. *Ardeola*, 50: 31-37.
- PINILLA, J. (1997). Anillamientos para la conservación. *La Garcilla*, 100: 28-30.
- RAMOS, A.J y FIDEL, L. 1999. *Las aves de los humedales del sur de Alicante*. Editorial Club Universitario. Alicante.

- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1983. Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa*, 5: 33-43.
- RODRIGO, M. A.; ARMENGOL-DÍAZ, X.; OLTRA, R.; DASÍ, M. J. y COLOM, W. 2001. Environmental Variables and Planktonic Communities in Two Ponds of El Hondo Wetland (SE Spain). *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 86 (3): 299-315.
- SARMIENTO, L.F., ARROYO, S., RAMOS, A.J y FERRÁNDEZ, M. 2002. Seguimiento de las colonias de Canastera (*Glareola pratincola*) durante 1999 y 2000 en los humedales del sur de Alicante. En SANCHEZ, A (Ed): *Actas de las XV Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp 263-264. SEO/ Birdlife. Madrid.
- SUÁREZ, C. y URÍOS, V. 1999. La contaminación por saturnismo en las aves acuáticas del Parque Natural de El Hondo y su relación con los hábitos alimenticios. *Humedales Mediterráneos*, 1 (1999): 83-90.
- TORRES-PINHEIRO, R., 2000. *Efectos de la gestión del carrizal y de la sequía sobre la dinámica de poblaciones y ecología reproductora de passeriformes palustres en una zona húmeda mediterránea*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.
- TORRES-PINHEIRO, R., LÓPEZ, G. y SANCHO, C. 2000. Influencia de la gestión del carrizal sobre la ecología reproductora del Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*) en el Parque Natural de El Hondo (Alicante). En CARBONELL, R y JULIÁ, M. (Eds). *XIII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp 225-227. SEO/Birdlife.
- TORRES-PINHEIRO, R y LÓPEZ, G. 2002. Composición de la dieta de pollos de Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*) y Carricero Tordal (*Acrocephalus arundinaceus*) en una zona húmeda Mediterránea. En SANCHEZ, A (Ed): *Actas de las XV Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp 249-250. SEO/ Birdlife. Madrid.
- TRIGO DE YARTO, E. 1960. Notas sobre capturas de aves raras o interesantes. *Ardeola*, 6: 367-369.
- VIEDMA, C. 2002. Conservación de la Focha Cornuda (*Fulica cristata*) en la Comunidad Valenciana. En: SANCHEZ, A. (Ed). *Actas de las XV Jornadas Ornitológicas Españolas*. SEO/Birdlife. Madrid: 281.
- VIÑALS, M.J., COLOM, W., RODRIGO, T., DASÍ, M.J., ARMENGOL, J., OLTRA, R. y MIRACLE, R. 2001. Rasgos característicos de un humedal mediterráneo artificializado y su problemática ambiental: El Hondo de Elche (Alicante, España). *Humedales Mediterráneos*, 1 (2001): 147-154.

4. Metodología general



Resumen.- Se resume la metodología general utilizada en la presente memoria. Se utilizaron datos procedentes del trapeo de Passeriformes para anillamiento, obtenidos a lo largo de un periodo de 14 años (1991-2004), durante los cuáles se muestreó, con distinta intensidad, en dos parcelas del PNEF que representan estados diferentes dentro del gradiente espacial de las comunidades vegetales ribereñas. Este gradiente, que se interpreta desde el punto de vista sucesional, se extiende desde comunidades colonizadoras del extremo acuático (carrizal denso), rejuvenecidas por la gestión, hasta comunidades más maduras del extremo terrestre (carrizal-saladar). Para la captura de las aves se utilizaron redes japonesas, de diferentes longitudes, según los protocolos de las Estaciones de Esfuerzo Constante (EEC) españolas, realizándose comparaciones puntuales con estimas obtenidas a partir de transectos lineales. El esfuerzo de muestreo no fue constante, con máximos a principios de la década de los 90 y mínimos a principios del 2000. Se presentan así mismo las técnicas de análisis estadístico utilizadas en cada capítulo de la Memoria, que incluyen técnicas de clasificación y ordenación (aplicadas al análisis de gradientes y la reducción de datos) y modelos de regresión lineal simple y múltiple para el estudio de tendencias y sus relaciones con variables ambientales, además de diversos tests paramétricos y no paramétricos.

4.1 Parcelas de estudio: ubicación, caracterización y tratamientos efectuados.

Dentro de las actuaciones llevadas a cabo por la Comunidad de Riegos de Levante desde 1992 y por la Consellería de Medio Ambiente desde 1998, dentro del plan de manejo del carrizal en distintas áreas del PNEF cuyo objetivo es eliminar brotes viejos y zonas muy densas de *Phragmites*, se efectuaron quemas, cortas y desbroces de diferente extensión en distintos sectores del Parque.

Se seleccionaron dos parcelas de estudio ubicadas a lo largo de un sendero que delimita la Charca Norte del Embalse de Levante, en la porción central del interior del Parque Natural del Hondo, orientada hacia el este (Figura 3.4). Están separadas entre sí aproximadamente 500 m y no existen interferencias en el trampeo entre ambos hábitats, ni solapamiento de sus comunidades vegetales dominantes (PEIRÓ y ESTEVE SELMA, 2001).

Las parcelas, cuya descripción se indica más adelante, se encuentran formadas por carrizo *Phragmites communis* que crece a ambos lados de del sendero, como límite entre los márgenes de la Charca Norte y el Embalse de Levante. La longitud del sendero es de 800 metros, considerando que se alarga en su recorrido hacia el segundo cinturón de carrizal, caracterizado por estar constituido fundamentalmente por masas de saladar compuesto por diferentes especies de plantas halófilas (ver cap. 3). A lo largo del recorrido de este sendero pueden establecerse diferentes puntos caracterizados por responder a un gradiente de sucesión del carrizal hacia una etapa sucesional en la zona de saladar. El sentido de desplazamiento de la sucesión podría ser similar en cierto modo al que ocurre en carrizales de influencia más continental, donde las etapas clímax se ven caracterizadas por el predominio de matorrales y saucedas (BURGESS y EVANS, 1989).

4.1.1. Carrizal denso.

Descripción

Caracterizada por estar constituida por masas monoespecíficas de *Phragmites communis* que limitan los márgenes de la Charca Norte y el Embalse de Levante. Normalmente permanece totalmente inundado, cuando los niveles hídricos de los embalses son altos. La vegetación asociada al carrizal suele ser de tipo ruderal y de floración anual, principalmente primaveral y estival. Es la parcela que ha sufrido mayor número de intervenciones (quemas, cortas y desbroces) a lo largo del periodo de estudio, de manera que se pueden definir diferentes tratamientos y situaciones de recuperación. El nivel de agua casi permanente y las características de porte y altura de las masas de carrizo hacen que su microclima sea relativamente más húmedo que otras parcelas.

La densidad del carrizo en esta parcela es de 32,6 pies (tallos) por metro cuadrado, valor obtenido a partir de siete puntos de muestreo seleccionados al azar en la parcela en febrero de 2000, mediante el método del cuadrado de 1 m de lado (véase tabla 4.2). El nivel de agua en los lados de la parcela medido el 5 de febrero de 2000 fue de 10 cm (Charca Norte) y 17 cm (Embalse de Levante). Su superficie es de 3 ha.

Tratamientos

En esta parcela se efectúa una quema en septiembre de 1992 y se mantiene en regeneración durante dos años, hasta que en septiembre de 1994 se somete a un desbroce, de modo que esta fase se considera como de carrizal quemado con una regeneración de más de un año (Tabla 4.1). El desbroce consiste en eliminar las partes aéreas de vegetación ruderal que inunda el camino (sin afectar al carrizo), dejando libre de vegetación el sendero. Este proceso se continúa a partir de septiembre de 1994 y el carrizal en este estado permite la regeneración hasta junio de 1996 de modo que consideramos este proceso como tratamiento o primer desbroce sobre carrizal regenerado de más de un año. En junio 1996 se produce un segundo desbroce sobre este carrizal que continúa su proceso de regeneración hasta junio de 1997 en que se produce una corta.

En Diciembre 1998 se produce una quema y en Septiembre 1999 se produce una corta sobre el carrizal quemado de menos de un año (Tabla 4.1) y en Septiembre de 2000 se produce un último desbroce. Las superficies quemadas de estas parcelas en los tratamientos fueron de 3 Ha de carrizal, siendo algo inferiores (en extensión) los efectos producidos por desbroces y cortas.

4.1.2 Carrizal-saladar.

Descripción

Caracterizada por estar constituida por matorral halófilo, formado fundamentalmente por sosas (*Arthrocnemum sp.*, *Sarcocornia sp.*, etc). Entre el matorral aparecen intercalados brotes de carrizo de menor densidad y altura y escaso diámetro que le dan una apariencia de saladar con carrizo. No recibe inundación en la zona de carrizal aunque en periodos de intensa lluvia pueden resultar inundadas ocasionalmente algunas zonas adyacentes. Su microclima es, por tanto, el más seco de las dos parcelas.

Esta parcela nunca ha sufrido ningún tipo de manejo, por lo que en principio se ha considerado como una etapa *clímax* de invasión del carrizal por saladar y que permanece conectada con el área fuente de carrizo por ciertos puntos a lo largo del sendero. Se puede considerar, por tanto, como zona control. Equivaldría a la situación esperable a medio plazo en un carrizal no gestionado, que evolucionaría hacia una comunidad dominada por el saladar como consecuencia de la progresiva colmatación, debida a la acumulación de restos vegetales y a la retención de sedimentos (KUDO e ITO, 1988; ROOT y STEVENSON, 2000; GÜSEWELL *et al.*, 2000).

En consecuencia, las intervenciones de manejo –en particular las de mayor extensión como quemas, se interpretarían como medidas encaminadas a eliminar parte de la biomasa acumulada y a facilitar la persistencia del carrizal denso como comunidad litoral pionera. Al mismo tiempo, al generar amplias zonas despejadas, las quemas permitirían regenerar hábitats abiertos de alimentación o reposo diversas especies de aves acuáticas, ayudando a crear una estructura espacial adecuada –en superficie relativa y geometría- para las especies con requerimientos diferentes de cobertura vegetal. Indudablemente estas funciones están subordinadas al objetivo primario de facilitar las funciones de los embalses (suministro de agua de riego).

Las intervenciones de menor extensión (desbroces y cortas), además de posibilitar el acceso a determinados puntos del humedal, generarían pequeñas zonas despejadas con el efecto ecológico de fragmentar las formaciones de carrizal, y generar *efectos borde* sobre los fragmentos resultantes. Ambos efectos son fundamentales para la diversidad biológica de los carrizales, ya que afectan al número de especies de distintos grupos vegetales y animales que pueden vivir en ellos, a través de procesos relacionados con el área y las características estructurales y microclimáticas de sus hábitats (ver, por ejemplo, SCHMIDT *et al.*, 2005, y las referencias citadas en él).

La densidad media de tallos de carrizo para esta parcela alcanza un valor de 31,5 pies/m², calculado a partir de cuatro muestras seleccionadas al azar en Febrero de 2000, mediante el método del vecino más próximo (MONTES y RAMÍREZ, 1978; tabla 4.2). Su superficie es de 2,5 Ha.

Tratamientos.

Esta parcela no sufrió tratamientos a lo largo del periodo de estudio.

Meses												
Años	E	F	M	A	M	J	JL	A	S	O	N	D
1992												Q <-----
1993	----- Carrizal quemado con regeneración superior a un año ---											
1994	-----> D <-----											
1995	----- Carrizal desbrozado con regeneración superior a un año---											
1996	-----> D <-----											
1997	----- C <-----Carrizal cortado											
1998	con regeneración superior a un año -----> Q											
1999	----- Carrizal quemado (<1 año) -----> C <-----											
2000	-- Corta sobre carrizal quemado (<1 año) -----> D											

Tabla 4.1. Diagrama esquemático de los tratamientos efectuados sobre el carrizal denso, estados resultantes y su duración. Q = Quema ; D = Desbroce ; C = Corta.

	Media	SD	n	rango
PARCELA 1- CARRIZAL DENSO (3 Ha)				
Densidad (Tallos/m ²)	32,6	28,3	7	8 - 50
Altura (cm)	313,8	69,7	8	240 - 420
Diámetro (mm)	10,4	3,8	23	5 - 17
PARCELA 3 – CARRIZAL SALADAR (2,5 Ha)				
Densidad (Tallos/m ²)	31,5	9,2	4	20 - 42
Altura (cm)	101,1	23,1	14	60 - 150
Diámetro (mm)	4,3	1,4	13	3 - 8

Tabla 4.2. Características de la estructura de *Phragmites communis* en las parcelas de estudio obtenidas en Febrero de 2000.

4.2. Periodo cubierto por el estudio y datos utilizados.

Para el estudio de los distintos aspectos y biológicos y ecológicos abordados en esta Tesis, sobre los Passeriformes de carrizal del PNEF, se han utilizado datos procedentes de capturas de aves para anillamiento, que cubren el periodo de 1991 a 2004. Las especies objeto de cada uno de los estudios parciales, son todas o alguna de las que se han introducido en el apartado 2.3. Las capturas se realizaron durante muestreos estandarizados (jornadas de trampeo) en estaciones fijas (correspondientes a las parcelas de carrizal de características homogéneas arriba descritas).

Para la realización de estudios descriptivos generales sobre la comunidad de Passeriformes de carrizal (PEIRÓ y ESTEVE SELMA, 2001), se seleccionó inicialmente un periodo de dos ciclos anuales, comprendidos entre Marzo de 1992 y Febrero de 1994, durante el cuál se realizaron un total de 140 muestreos, de los cuales el 46% correspondió a la parcela de carrizal-saladar y el 54 % a la parcela de carrizal denso (descritas en el apartado 3.4.12). El número medio de muestreos por mes varió entre 2,8 (SD = 1,0; n = 24) para el carrizal-saladar, y 3,1 muestreos/mes (SD = 0,9; n = 24) para el carrizal denso. Para esta parte de la Tesis se ha considerado el conjunto de la comunidad de aves que utiliza el carrizal, incluyendo tanto las especies típicamente paludícolas (apartado 2.3) como otros Passeriformes que utilizan esta formación pero no dependen estrictamente de ellas. Estas últimas especies se relacionan en el cap. 5. Para la caracterización biogeográfica de este conjunto de especies, se clasificaron según su procedencia en Boreales y Meridionales, siguiendo el criterio de THEVENOT (1979), así como en palustres o no palustres según sus peculiaridades de hábitat (PARACUELLOS, 1997) y migrantes tropicales o no según su invernada en el África subsahariana (CRAMP, 1992) o constantes y temporales según si su presencia en el área es de 9 o más meses durante un ciclo (PEIRÓ y ESTEVE-SELMA, 2001).

De 1995 a 2004 el número total de muestreos fue de 257 con una media por año de 29,2 muestreos (SD = 4,40), realizándose únicamente 9 muestreos en el carrizal saladar (5,14%) y 143 muestreos en el denso (81,7%) en este periodo.

Los índices empleados en el estudio de la estructura y dinámica de las comunidades (diversidad alfa mensual, diversidad beta intramensual, similitud cualitativa, etc.), se basaron en el número total de capturas conforme al procedimiento seguido en un estudio general anterior de la comunidad de aves del Hondo (PEIRÓ y ESTEVE SELMA, 2001), aunque en este caso desagregando los muestreos entre los 24 meses que componen los dos ciclos anuales consecutivos (1992-1994).

El número de muestreos totales y rendimiento para cada una de las parcelas se muestra en la tabla 4.3. En ella se aprecia que el mayor número de muestros y esfuerzo total se da en el carrizal denso donde el esfuerzo es decreciente en el periodo 1991-2001 para aumentar en 2002-2004 (Figura 4.1). Los muestreos en el carrizal saladar comienzan en 1992 y finalizan en 1996, habiendo muestreos esporádicos en este hábitat en 1998 y 2001 (Figura 4.1).

	CARRIZAL DENSO	CARRIZAL SALADAR
Ejemplares	3.841	1.054
Muestreos	343	87
Esfuerzo de Muestreo (Horas x m ² red)	146.576,7	47.972,6
Nº medio anual de muestreos	24,5	6,2
Rendimiento (Ejemplares/Muestreo)	11,19	12,11
Rendimiento (Ejemplares /Hora x m ² red)	0,0262	0,0219
Periodo de muestreo	1991-2004	1992-1996, 1998, 2001
N (años)	13	7

Tabla 4.3. Esfuerzo de muestreo en las dos parcelas de estudio.

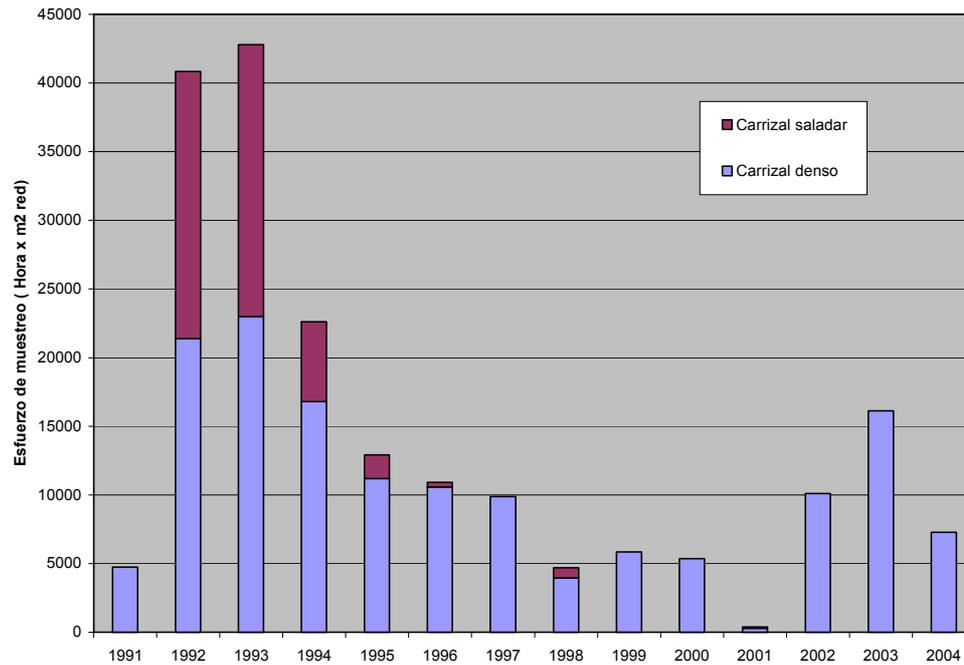


Figura 4.1. Evolución del esfuerzo de muestreo anual en cada hábitat en El Fondo a lo largo del periodo 1991-2004.

Tratamiento	Periodo	Nº ejemplares	Nº Muestras
Previo Quema	Mayo91-Agosto92	336	33
Quemado (y posterior regeneración)	Sep92-Agosto94	705	72
Desbrozado (y posterior regeneración)	Sep94-Mayo96	412	39
Desbrozado (y posterior regeneración)	Junio96-Mayo97	354	35
Cortado (y posterior regeneración)	Junio97-Nov 98	485	41
Quemado (y posterior regeneración)	Dic98-Agosto99	236	24
Cortado (y posterior regeneración)	Sep99-Agosto00	176	25
Desbrozado (y posterior regeneración)	Sep00-Dic00	81	14
Desbrozado Y fumigado	Enero00- Dic04	978	60

Tabla 4.4. Esfuerzo de trampeo en cada tratamiento en el carrizal denso.

El número ejemplares capturados en el carrizal denso en cada fase subsiguiente a un tratamiento, y el esfuerzo de muestreo realizado durante esa fase, se aprecia en la tabla 4.4. En general, el esfuerzo de muestreo osciló entre 14 muestreos, en fases posteriores a un desbroce en el 2000, y 72 tras procesos de primera quema.

4.3 Técnicas de censo.

4.3.1. Estima de la abundancia.

Trampeo de ejemplares.

En el estudio de la abundancia de las especies palustres se emplea como técnica de censo el trampeo sistemático y estandarizado de ejemplares mediante redes japonesas. Este método ha resultado ser útil tanto en el estudio de las comunidades de aves en diferentes ecosistemas (por ejemplo, FARNER, 1955; KARR, 1979 y 1981; TORRES *et al.*, 1983) y tendencias poblacionales (SILKEY *et al.*, 1999) así como en estudios sobre el uso del hábitat en países centroeuropeos (por ejemplo, BAIRLEIN, 1981; BACETTI, 1985; BERTHOLD *et al.*, 1993), habiendo demostrado su gran utilidad en estos casos (por ejemplo, POULSEN, 1994; JENNI *et al.*, 1996).

A diferencia de los estudios anteriores, éste método es aplicado de una forma más continua y exhaustiva en estudios que tienen en cuenta las tasas de productividad interanual y abundancia de las especies de paseriformes en diferentes hábitats, con el objetivo de establecer tendencias poblacionales de las aves reproductoras más comunes y tiene gran interés su aplicación en hábitats palustres (PEACH *et al.*, 1999).

En los estudios aplicados en el Hondo se utiliza desde 1991 una metodología basada en las *Estaciones de Esfuerzo Constante* (EEC) empleadas en España por la Sociedad Española de Ornitología desde el año 1995 (CENTRO DE MIGRACIÓN DE AVES, 1996), y refinadas posteriormenete en otros programas de anillamiento derivados del anterior (*Programa de Autoseguimiento de Especies Reproductoras* (PASER), PINILLA, 1998), siendo, en general, de dos tipos:

Tipo A o rígido: Las redes permanecen en número constante de 5 ocupando una longitud de 60 metros (altura 2,5 m, diámetro de malla 27 mm y superficie 150 m²) y durante un tiempo constante de 4 horas en todos los muestreos. Este método ha sido utilizado en 222 muestreos desde 1991 hasta 2004.

Tipo B o flexible: Las redes, en este caso, permanecen en número variable de longitud entre 9 m y 84 metros (altura 2,5 metros, diámetro de malla 27 mm, superficie 22,5 m² – 210 m²) y en las diferentes parcelas, durante un periodo de tiempo variable (Media = 2,40 horas; SD = 1,09). El número de muestreos flexibles fue de 205 en 1991-2004.

Dado que los esfuerzos de muestreo no fueron constantes, las capturas obtenidas se estandarizan en forma de individuos por esfuerzo de trapeo ($\text{Ind} / \text{Hora} \times \text{m}^2 \text{ red}$), obteniendo un índice de abundancia relativa, útil como estima de censo de los passeriformes palustres (véase TELLERÍA, 1986). Posteriormente estos valores estandarizados se acumularon o promediaron, dependiendo del objetivo de cada apartado del estudio, para obtener valores anuales, mensuales o estacionales.

Transectos lineales.

En el caso de los estudios de dinámica poblacional de Carriceros comunes *Acrocephalus scirpaceus* (véase apartado 6.3) y con el fin de comparar los datos de abundancia relativa obtenidos por medio del trapeo estandarizado, con estimas de densidad de la población nidificante asentada, se utilizaron métodos de transecto lineal o taxiado (JÄRVINEN y VAISÄNEN, 1977). En el caso concreto, se utilizó como línea de progresión toda la longitud del sendero que atraviesa las dos parcelas (800 metros) y considerando los contactos obtenidos en una banda de 25 metros a ambos lados de la línea de progresión. Los transectos fueron realizados entre el 10 de abril 1992 y 5 agosto 1992, realizándose un total de 22 muestreos a lo largo de las tres parcelas de estudio.

4.4 Tratamiento estadístico de los datos.

Aunque las técnicas de análisis estadístico utilizadas en cada capítulo se especifican en los apartados correspondientes de metodología, se resumen a continuación para proporcionar una imagen general.

En el **capítulo 5** se utiliza contribución porcentual de las especies a la abundancia total de la comunidad como expresión de su composición, desde un punto de vista biogeográfico, ecológico y fenológico. Como índices estructurales de la comunidad se han utilizado el de dominancia de Mc NAUGHTON y WOLF, la riqueza de especies y la diversidad alfa calculada según la expresión de Shannon, conforme a las indicaciones de MAGURRAN (1988), y la diversidad beta intermensual siguiendo a BLONDEL (1986). También se ha calculado el índice de similaridad de (MARGALEF, 1978). Finalmente, para identificar los principales gradientes o ejes de variación espacial y temporal de las comunidades, y las relaciones de las especies con ellos, se ha utilizado el análisis indirecto de gradientes, concretamente, dentro de los análisis de ordenación, el Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA; CALVO, 1992).

En el **capítulo 6** estudia la fenología y dinámica corporal de tres especies migradoras caracterizadas por mostrar patrones claramente diferenciados de presencia y uso de los carrizales del PNEF, incluyendo migrantes de largo recorrido (reproductores y no reproductores en la zona) e invernantes-. Para dos de ellas (*Luscinia svecica* y *Acrocephalus scirpaceus*) se analizaron medidas biométricas y de condición corporal (longitud y/o anchura del ala, primarias, pico, tarso, cola; peso; grasa abdominal e interclavicular), se determinó el sexo y edad, y la adscripción a

subespecies (en el caso de *L. svecica*) de los individuos capturados, relacionando estas variables con factores ambientales y comparándolas entre hábitats y con otros estudios. Se usaron tests paramétricos (Test de Student, ANOVA univariante y Chi-cuadrado) y no paramétricos (U de Mann Whitney) para testar las diferencias entre razones de sexo y edad y las variaciones estacionales de peso (FOWLER y COHEN, 1986).

En el **capítulo 7** se estimaron las tendencias de los Passeriformes por medio de modelos de regresión lineal de la abundancia frente al año, para el periodo 1991-2003. Se utilizó como variable dependiente la abundancia anual media o su transformación logarítmica, y como variable independiente el año, seleccionando el modelo que proporcionara el menor valor de r ajustado (NUR *et al.*, 1999). La tasa de cambio anual, en las tendencias lineales fue estimada por medio de la fórmula de MARCHANT (1992). Para analizar el efecto de las variables meteorológicas (climáticas locales y de los cuarteles de invernada) y de las condiciones del hábitat (nivel hídrico de los embalses y altura del carrizo en las zonas de muestreo), se utilizaron correlaciones (r de Spearman) y modelos de regresión múltiple. Inicialmente se realizó una reducción de los datos meteorológicos mediante un análisis de Componentes Principales (CUETO y LÓPEZ, 1999). Se llevó a cabo un análisis univariante previo para cada especie seleccionando, para incorporarlas al modelo múltiple, sólo aquellas variables con un coeficiente de correlación cuyo valor de p fuera $<0,2$ (GORDO *et al.*, 2005). Tanto para los análisis de correlación como de regresión se utilizó el paquete estadístico "R" (www.r-project.org).

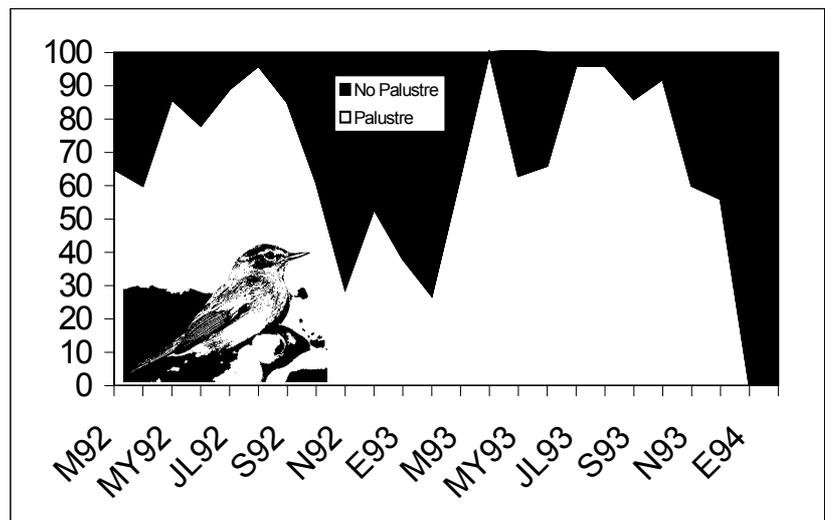
Bibliografía.

- BAIRLEIN, F. 1981. Ökosystemanalyse der Rastplätze von Zugvögeln. Beschreibung und Deutung der Verteilungsmuster von ziehenden Leinvögeln in verschiedenen Biotopen der Stationen des « Mettnau-Reit. Illmitz-Programmes». *Ökologie der Vögel*, 3 : 7-137.
- BAIRLEIN, F. 1982. Habitat selection and associations of species in European passerine birds during southward, postbreeding migrations. *Ornis Scandinavica*, 14: 239-245.
- BACCETTI, N. 1985. The vertical distribution of three passerine birds in a marshland of Central Italy. *Ringing & Migration*, 6: 93-96.
- BERTHOLD, P., KAISER, A., QUERNER, U. y SCHLENKER, R. 1993. Analysis of trapping figures at Mettnau Station S. Germany with respect to the population development of small birds. A 20 years summary. 34th Report of the MRI-program. *Journal of Ornithology*, 134: 283-299.
- BURGESS, N.D y EVANS, C.E. 1989. *The Management of reedbeds for birds*. The Royal Society for the Protection of Birds. Sandy.
- BLONDEL, J. 1986. *Biogeografía y ecología*. Ed. Academia. León.
- CALVO, J.F. 1992. *Técnicas de Ordenación en Ecología: Síntesis teórica, aplicaciones y tendencias*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- CENTRO DE MIGRACIÓN DE AVES. 1996. *Manual de las Estaciones de esfuerzo Constante*. CES. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- CRAMP, S. (Ed.). 1992. *The Birds of the Western Palearctic. Vol VI. Warblers*. Oxford University Press. Oxford.
- CUETO, V.R. y LÓPEZ, J. 1999. Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *Journal of Biogeography*, 26: 487-492.
- FARNER, D.S. 1955. Bird banding in the study of population dynamics. En: WOLFSON, A (Ed.). *Recent studies in Avian Biology*. University of Illinois Press. Urbana.
- FOWLER, J y COHEN, L. 1986. *Statistics for Ornithologists*. BTO Guide number 22. Tring.
- GORDO, O., BROTONS, LL., FERRER, X y COMAS, P. 2005. Do changes in climate patterns in wintering areas affect the timing of the spring arrival of tran-Saharan migrant birds?. *Global Change Biology*, 11: 12-21.

- GÜSEWELL, S.; LE NEDIC, C. y BUTTLER, A. 2000. Dynamics of common reed (*Phragmites australis* Trin.) in Swiss fens with different management. *Wetlands Ecology and Management*, 8: 375-389.
- HONZA, M. y LITERÁK, I. 1997. Spatial distribution of four *Acrocephalus* warblers in reedbeds during the post-breeding migration. *Ringing & Migration*, 18: 79-83.
- JÄRVINEN, O y VÄISÄNEN, R.A. 1977. Line transect method: a standard for field-work. *Polish Ecological Studies*, 3: 7-17.
- JENNI, L., LEUENBERGER, M. y RAMPAZZI, F. 1996. Capture efficiency of mist-nets with comments on their role in the assessment of passerine habitat use. *Journal of Field Ornithology*, 67: 263-274.
- KARR, J.R. 1979. On the use of mist nets in the study of bird communities. *Inland Bird Banding*, 51: 1-10.
- KARR, J.R. 1981. Surveying birds with mist nets. *Studies in Avian Biology*, 6: 62-67.
- KUDO, G. e ITO, K. 1988. Rhizome development of *Phragmites australis* in a Reed community. *Ecological Research*, 3: 239-252.
- LEISLER, B. 1981. Die ökologische Einnischung der mitteleuropäischen Rohrsänger (*Acrocephalus*, *Sylviinae*). I. Habitatrennung. *Die Vogelwarte*, 34: 45-374.
- LEY, H.W. 1988. Verhaltensontogenese der Habitatwahl beim Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*). *Journal für Ornithology*, 129: 287-297.
- MAGURRAN, A. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Ed. Vedral. Barcelona.
- MARCHANT, J.H., 1992. Recent trends in breeding populations of some common trans-Saharan migrant birds in northern Europe. *The Ibis* 134, 113-119.
- MARGALEF, R. 1978. *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona.
- MONTES, C. y RAMÍREZ, L. 1978. *Descripción y muestreo de poblaciones y comunidades vegetales y animales*. Publicaciones de la Universidad de Sevilla. Sevilla.
- NUR, N., JONES, S.L., y GEUPEL, G.R. 1999. *A statistical guide to data analysis of avian monitoring programs*. U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- PARACUELLOS, M. 1997. Análisis comparativo entre las comunidades de Passeriformes de cañaverales y carrizales en el sureste ibérico. *Ardeola*, 44: 105-108.

- PEACH, W.J., FURNESS, R.W. y BRENCHELEY, A. 1999. The use of ringing numbers to monitor changes in the numbers and demography of birds. *Ringling & Migration*, 19: 57-66.
- PEIRÓ, I.G y ESTEVE, M.A. 2001. *Ecología de los Passeriformes del carrizal del Parque Natural del Hondo*. Instituto de Cultura Juan Gil Albert. Alicante.
- PINILLA, J. 1998. Informe de resultados del programa Paser. Año 1997. *Revista de Anillamiento*, 2: 14-18.
- PAMBOUR, B. 1990. Vertical and horizontal distribution of five wetland passerine birds during the postbreeding migration period in a reed-bed of the Camargue, France. *Ringling & Migration*, 11: 52-56.
- POULSEN, B.O. 1994. Mist-netting as a census method for determining species richness and abundantes in an Andean cloud forest bird community. *Le Gerfaut*, 84: 39-49.
- ROOTH, J.E. y STEVENSON, J.C. 2000. Sediment deposition patterns in *Phragmites australis* communities: Implications for coastal areas threatened by rising sea-level. *Wetlands Ecology and Management*, 8: 173-183.
- SCHMIDT, M.H., LEFEBVRE, G., POULIN, B y TSCHARNTKE, T. 2005 Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. *Biological Conservation*, 121: 157-166.
- SILKEY, M., NUR, M. y GEUPEL, G.R. 1999. The use of mist-net capture rates to monitor annual variation in abundante: a validation study. *The Condor*, 101: 288-298.
- SPINA, F. 1989. *Reed and Sedge Warbler migration in Northern Italy. Aspects of ecological competition*. Instituto Nazionale di Biologia della Selvaggina. Posters 7.
- THEVENOT, M. 1979. *Contribution a l'étude ecologique des Passereaux forestiers du Plateau central de la corniche du moyen Atlas (Maroc)*. These nº 855. Univ. Claude Bernard, Lyon. 109 pp.
- TELLERÍA, J.L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raices. Madrid.
- TORRES, J.A., CÁRDENAS, A.M. y BACH, C. 1983. Estudio de la comunidad de Passeriformes de la laguna de Zoñar (Córdoba, España). *Naturalia Hispánica*, 24: 1-40.

5. Las comunidades de Passeriformes en Parque Natural de El Fondo: composición y estructura



Resumen.- Se ofrece una visión general de la composición y estructura de las comunidades de passeriformes del Parque Natural de El Fondo (PNEF), sobre la base del estudio de dos ciclos anuales completos en dos tipos de carrizales (carrizal denso y carrizal-saladar). El primero de estos hábitats se sometió a una quema y el segundo permaneció sin manejar. Se analizan los cambios en su composición cualitativa según criterios biogeográficos, ecológicos y fenológicos, se describe la fenología individual de las especies, y la variación de diversos índices estructurales de las comunidades, para concluir con un análisis multivariante que resume los principales gradientes de variación. Las comunidades están caracterizadas por fases de alta estabilidad, que coincide con los periodos estivales e invernales y fases de alto reemplazamiento, que se corresponden con el otoño y primavera (en especial esta última, que constituye un momento de rápida desorganización). Como otras comunidades de medios palustres ibéricos, vienen a estar caracterizadas por una alta dominancia de migrantes transaharianos nidificantes en verano, mientras que en invierno se da una mayor diversidad, que está relacionada con la presencia de especies no palustres y pertenecientes a un espectro trófico más amplio. Los ambientes palustres mediterráneos muestran una relativa constancia en el suministro de alimento como consecuencia de la termicidad del ambiente. En consecuencia, los momentos críticos para el desarrollo de las comunidades son con mayor probabilidad los periodos de estrés hídrico, tanto el periodo estival como, a una escala plurianual, los periodos de sequía. Al margen de las diferencias en la composición y estructura de la comunidad que pueden atribuirse a las características intrínsecas de cada hábitat, el efecto de la gestión sobre el carrizal denso se manifiesta en cambios que afectan a algunos, pero no todos, los índices analizados. Aunque a corto plazo algunos de estos índices experimentan una evolución positiva, sobre todo por un aumento de las especies no palustres, a largo plazo estos efectos pueden conducir a una homogeneización de la comunidad reproductora de aves paludícolas, afectando negativamente a algunas especies, normalmente las menos comunes. Esto implica que la gestión ha de combinar una aproximación de "grano grueso", que garantice la conservación de todos los tipos principales de hábitat; y otra de "grano fino", que procure satisfacer los requerimientos de las especies más exigentes (especialistas ecológicas, raras, geográficamente restringidas, en declive). Todo ello plantea un panorama complejo de gestión, ya que los requerimientos (y respuestas) variadas de las especies exigen mantener un mosaico heterogéneo de hábitats que no se ve favorecido por una gestión tradicional (quema o corta sistemática de grandes extensiones). La interpretación de los carrizales estudiados ha de ser reconsiderada para contemplar la dinámica del carrizo tanto en su expansión hacia el medio acuático como hacia el terrestre, valorando así mismo sus relaciones con otras formaciones como el saladar y la matriz paisajística circundante.

5.1 Introducción.

El PNEF se caracteriza por presentar una comunidad de passeriformes donde dominan ampliamente los Sílvidos, es decir, pájaros adaptados a medios de alta complejidad estructural en sus áreas de distribución del Norte de Europa (p.ej. POWER, 1971; CODY, 1978 y 1985). Sin embargo, dado que muchos de ellos realizan migraciones de corto y largo recorrido, como migrantes transaharianos o migrantes de zona templada a zona templada (BERNIS, 1966; ALERSTAM, 1990; BAIRLEIN, 2003), su estancia en humedales clave para la migración e invernada (*stop-over* o *wintering areas*) es de vital importancia para su supervivencia (BAIRLEIN, 1983, 1985; YOSEF y CHERNETSOV, 2004), máxime considerando que estos hábitats están sometidos a importantes presiones y amenazas (MALTBY, 1986; GIBBS, 2000).

Estos humedales son fundamentalmente marjales, marismas, lagunas, salinas, etc., repartidos estratégicamente a lo largo de toda la costa mediterránea ibérica (ROBLEDANO *et al.*, 1991; PARACUELLOS, 2001; CASTANY, 2004). La vegetación de estos humedales es comparativamente muy simple desde el punto de vista estructural, dado que su estratificación vertical es muy homogénea. Sin embargo, las especies de aves que en ellos habitan, exhiben a veces preferencias marcadas, y cambios importantes en el uso del componente vertical en las diferentes etapas del ciclo anual (BACCETTI, 1985; PAMBOUR, 1990).

En este capítulo se estudia la composición y estructura de la comunidad de Passeriformes, analizando de forma detallada dos ciclos anuales en dos carrizales de distinta composición y estructura. El objetivo es conocer cómo se organizan las comunidades de Passeriformes en términos de composición cualitativa y cuantitativa de especies, consideradas tanto a nivel individual, como agrupadas según su origen biogeográfico, preferencias ecológicas generales y estatus temporal.

Se describe también de forma sintética la estructura y dinámica de la comunidad de Passeriformes, a través de índices de similaridad y diversidad, y su variación en el tiempo. Finalmente, se intenta sintetizar la organización general de la comunidad y su variación espacial y temporal, mediante el análisis de gradientes, representando la respuesta de la abundancia de aves (capturas por especies), con respecto a variables explicativas generales (tipo de hábitat, mes y año de captura). Los resultados se discuten a la luz de las características y variabilidad natural de los dos hábitats estudiados, y de los efectos de la gestión mediante quema en uno de ellos.

5.2 Material y métodos.

El estudio de la composición y estructura de las comunidades de Passeriformes se ha basado en los resultados de los muestreos realizados en los dos hábitats descritos en el capítulo 4 (carrizal denso y carrizal-saladar), entre marzo de 1992 y febrero 1994. Este periodo abarca dos ciclos anuales completos, durante los cuáles el esfuerzo de muestreo fue el más intensivo, considerando la serie temporal completa de 1991 a 2004. Así, durante estos doce meses se realizaron 140 muestreos (media de 70 por año), frente a los 257 (29,2 por año) que se realizaron desde 1995 hasta 2004 (ver apartado 4.2). Se aplicó la metodología general de trapeo expuesta en el capítulo 4, instalando dos grupos de redes en los dos hábitats considerados. Los resultados de las capturas mensuales se expresan como un índice de abundancia estandarizado: individuos/hora x m² de red.

La contribución porcentual de las especies a la abundancia total de la comunidad se utiliza como expresión de su composición, desde un punto de vista biogeográfico, ecológico y fenológico. Por su parte, la distribución mensual de la abundancia estandarizada de cada especie, se utiliza para representar su fenología detallada en el área de estudio, diferenciando su aparición en los dos hábitats muestreados.

Se han seguido los criterios de THEVENOT (1979) de clasificación biogeográfica de las aves Paleárticas según su origen (*boreales* o más norteñas y *meridionales* o de distribución más sureña), representando para cada tipo de carrizal la variación mensual en la proporción de la abundancia que aportan las especies asignadas a cada uno de estos subgrupos. A ello se ha añadido una clasificación fenológica, diferenciando a los migrantes tropicales del resto (POTTI, 1985). Una clasificación ecológica (TELLERÍA *et al.*, 1999) ha diferenciado a las especies palustres estrictas de las demás. Finalmente, se ha considerado el carácter estacional de las especies diferenciando a las constantes (presentes 9 ó más meses en el área) de las temporales (HERRERA, 1978).

Como índices estructurales se han utilizado el de dominancia de Mc Naughton y Wolf, la riqueza de especies, y la diversidad alfa calculada según la expresión de Shannon, conforme a las indicaciones de MAGURRAN (1988), y la diversidad beta intermensual siguiendo a BLONDEL (1986). También se ha calculado el índice de similaridad de Czechanovski (MARGALEF, 1978).

Finalmente, para identificar los principales gradientes o ejes de variación espacial y temporal de las comunidades, y las relaciones de las especies con ellos, se ha utilizado el análisis indirecto de gradientes, concretamente, dentro de los análisis de ordenación, el Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA; CALVO, 1992). Los análisis de ordenación constituyen una familia de técnicas estadísticas multivariantes ampliamente utilizada en la ecología de comunidades, pudiendo encontrarse revisiones detalladas sobre ellas en TER BRAAK (1995) y TER BRAAK y PRENTICE (1988). El análisis en el que se basa esta parte del capítulo (apartado 5.34) ha sido extraído del estudio previo de la comunidad de Passeriformes del PNEF (PEIRÓ y ESTEVE, 2001).

Consideramos este método apropiado dado que ha sido utilizado en estudios similares (ALLOUCHE *et al.*, 1989; GÉNARD y FLEURY, 1990), cuyos autores lo aplican a evaluar el papel de las variables ambientales en la selección de hábitat por aves acuáticas. También POULIN *et al.* (2002) lo utilizan en la investigación de los requerimientos de hábitat de passeriformes palustres y su relación con la gestión de carrizales en La Camarga (Francia). GONZALEZ-OREJA (2003) considera el *Análisis Canónico de Correspondencias* como el más apropiado cuando se estudian relaciones entre las aves y sus hábitats.

5.3 Resultados y discusión

5.3.1 Composición de las comunidades. Clasificación biogeográfica, ecológica y estacional de las especies.

5.3.1.1 Análisis global.

La tabla 5.1 resume la composición cualitativa de especies de las comunidades estudiadas, caracterizadas de acuerdo con su origen (THEVENOT, 1979), tipo de hábitat que seleccionan (TELLERÍA *et al.*, 1999) y carácter migratorio (POTTI, 1985). En los apartados siguientes se analiza como varía la contribución numérica (% de la abundancia total que representan) de los distintos grupos de especies (clasificados conforme a los anteriores criterios) a lo largo del periodo estudiado.

Se pone de manifiesto la existencia de 35 especies de passeriformes que utilizan estos medios en algún momento del ciclo anual. De éstas, una parte minoritaria (12 especies, un 34,3%) son típicas de medios palustres, es decir, que utilizan los carrizales como medio exclusivo. Entre ellas destacan mayoritariamente especies de sílvodos del género *Acrocephalus*. Como se indica en el capítulo 1 y en el apartado 5.3.2, la mitad de estas especies palustres tienen como estatus principal el de migrantes (6 especies, todas menos una de largo recorrido), y sólo una cuarta parte son principalmente sedentarias e invernantes, respectivamente. De las restantes 23 especies, la mayoría (82%) no migran al África subsahariana en época invernal, y su estatus en el área de estudio es variado, desde sedentarios puros hasta invernantes puros, procedentes de latitudes más septentrionales.

De acuerdo con los postulados biogeográficos, en los continentes las especies tienden a distribuirse a lo largo de unos centros fuente, desde los cuales se produce un "envío" hacia zonas más periféricas o sumideros, que actúan como zonas receptoras de especies, entre las que se encuentran las penínsulas o islas. Si atendemos a este postulado, la Península Ibérica actúa como área sumidero de especies procedentes de los centros de gravedad o centroides, situados en las regiones continentales (BLONDEL, 1986).

Por la misma razón, dentro de la Península Ibérica, encontraríamos que las áreas más alejadas de los centros fuente, como las costas o regiones insulares como las islas Baleares, actuarían como área sumidero. En función

de esto, la provincia de Alicante, situada en el extremo sudoriental de la Península Ibérica, actuaría como área sumidero de especies continentales, como así lo atestiguan los estudios sobre la biogeografía de la avifauna de esta provincia (GIL DELGADO *et al.*, 1989). Se pone de manifiesto que el cociente entre especies norteñas o continentales y el de especies sureñas o meridionales de la provincia de Alicante es inferior en seis décimas al de la Península Ibérica en su conjunto, lo que apoya este efecto sumidero.

Si analizamos los datos obtenidos en El Fondo en el marco de esta teoría biogeográfica, encontramos que, si consideramos todas las especies de Passeriformes de la avifauna Alicantina (73 nidificantes) y extraemos del amplio abanico de estatus de especies anilladas en El Fondo a las nidificantes (15), el cociente entre especies continentales y meridionales para el PNEF es de 0,4, algo por debajo del de la provincia de Alicante (0,6), y muy inferior al calculado para la Península Ibérica (2), aunque en este caso considerando todas las especies de aves.

Esto indicaría que los carrizales del PNEF carecen de un número importante de especies "fuente" o norteñas de la provincia de Alicante, siendo una mayoría de las especies que habitan este ecosistema palustre, de carácter meridional y alejadas de las zonas de aprovisionamiento de especies. Lo que a *grosso modo* implicaría que el PNEF está empobrecido en especies continentales actuando, en términos biogeográficos, como un área insular.

Si consideramos el total de especies (35) que utilizan el PNEF durante el ciclo anual (todas las capturadas en 1992-1994), el cociente entre especies boreales y meridionales sería de 1,2, más cercano al valor apuntado para las aves nidificantes ibéricas (2,0) y de la provincia de Alicante (1,4), aunque todavía en la misma secuencia de importancia.

Este aumento en el cociente se debería a la presencia de especies de carácter no palustre, es decir, que no utilizan este medio con carácter estricto (63% del total) y que no migran al África subsahariana, por tanto no migrantes tropicales o de largo recorrido (70% del total).

Especie	Carácter biogeográfico			Carácter ecológico	Carácter estacional	
	Boreal	Meridional	Migrante tropical	Palustre	Constante	Temporal
<i>Hirundo rustica</i>	Boreal		Si	No Palustre		Temporal
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Boreal		No	No Palustre		Temporal
<i>Anthus pratensis</i>	Boreal		No	No Palustre		Temporal
<i>Erithacus rubecula</i>	Boreal		No	No Palustre		Temporal
<i>Luscinia megarhynchos</i>	Boreal		Si	No Palustre		Temporal
<i>Luscinia svecica</i>	Boreal		Si	Palustre		Temporal
<i>Saxicola torquata</i>	Boreal		No	No Palustre	Constante	
<i>Turdus merula</i>	Boreal		No	No Palustre		Temporal
<i>Turdus philomelos</i>	Boreal		No	No Palustre		Temporal
<i>Cettia cetti</i>		Meridional	No	Palustre	Constante	
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>		Meridional	Si	Palustre	Constante	
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>		Meridional	Si	Palustre		Temporal
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>		Meridional	Si	Palustre		Temporal
<i>Acrocephalus melanopogon</i>		Meridional	No	Palustre	Constante	
<i>Acrocephalus paludicola</i>	Boreal		Si	Palustre		Temporal
<i>Sylvia melanocephala</i>		Meridional	No	No palustre	Constante	
<i>Sylvia cantillans</i>		Meridional	Si	No palustre		Temporal
<i>Sylvia undata</i>		Meridional	No	No Palustre		Temporal
<i>Sylvia atricapilla</i>	Boreal		No	No Palustre		Temporal
<i>Phylloscopus collybita</i>	Boreal		No	No palustre		Temporal
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Boreal			No Palustre		Temporal
<i>Cisticola juncidis</i>		Meridional	No	Palustre	Constante	
<i>Locustella naevia</i>		Meridional	Si	Palustre		Temporal
<i>Locustella luscinioides</i>		Meridional	Si	Palustre		Temporal
<i>Muscicapa striata</i>		Meridional	Si	No Palustre		Temporal
<i>Parus major</i>	Boreal		No	No Palustre		Temporal
<i>Panurus biarmicus</i>	Boreal		No	Palustre	Constante	
<i>Remiz pendulinus</i>	Boreal		No	Palustre		Temporal
<i>Lanius excubitor</i>	Boreal		No	No Palustre		Temporal
<i>Serinus serinus</i>		Meridional	No	No Palustre		Temporal
<i>Passer domesticus</i>	Boreal		No	No Palustre		Temporal
<i>Fringilla coelebs</i>	Boreal		No	No Palustre		Temporal
<i>Carduelis carduelis</i>		Meridional	No	No Palustre		Temporal
<i>Carduelis chloris</i>		Meridional	No	No Palustre		Temporal
<i>Emberiza schoeniclus</i>	Boreal		No	Palustre		Temporal

Tabla 5.1. Composición cualitativa de las especies que conforman las comunidades de carrizal (se han sombreado las especies palustres).

Sin embargo, desde el punto de vista cuantitativo, tomando en cuenta el número de ejemplares capturados, la contribución de las anteriores especies es mínimo (30%). De hecho, el porcentaje de especies exclusivamente palustres es únicamente de un 34%, aunque su contribución numérica, considerando el número de ejemplares capturados, es muy alta (68%) frente a los que no utilizan este medio como exclusivo.

En conclusión, aunque El Fondo se encuentra empobrecido en especies “fuente” y en especies palustres, la contribución numérica de estas últimas es muy elevada, por lo que se destaca la importancia de esta localidad como hábitat específico de importantes contingentes de aves típicas de humedales.

5.3.1.2 Comparación entre los carrizales estudiados.

Comparando los dos carrizales estudiados a nivel cualitativo, el cociente entre especies boreales y meridionales es mayor en el carrizal denso (1,54) que en el carrizal-saladar (1,07), lo que sugiere que el primero tiene un carácter afín al de las áreas continentales, actuando en cierto modo como “fuente” de especies hacia carrizales invadidos por saladar. No obstante, existen diferencias estacionales en la contribución cuantitativa de cada grupo de especies.

En el carrizal-saladar, la dominancia cuantitativa corresponde a las especies meridionales, principalmente por *Acrocephalus scirpaceus*, extendiéndose a lo largo de los periodos estivales. El recambio de especies meridionales por boreales se efectúa a finales del estío y es en el invierno cuando estas últimas, cuyo peso mayoritario lo ejerce *Phylloscopus collybita* sustituyen a las meridionales. Este recambio fue más gradual en el segundo año de estudio que en el primero en este hábitat (Figura 5.1).

En el carrizal denso la evolución sigue la misma pauta, con la diferencia de que el recambio de especies meridionales por boreales es más rápido e instantáneo en los meses invernales en este hábitat y particularmente en el primer año de estudio (Figura 5.2).

La distribución mensual de las especies que migran en verano hacia los cuarteles de invernada en África, sigue un patrón estival muy acusado en los dos ciclos anuales, con presencia mayoritaria en esta época de especies como *Acrocephalus scirpaceus* y *Acrocephalus arundinaceus*. Otras, cuya contribución numérica es menor como *Locustella luscinioides*, *Phylloscopus trochilus*, *Acrocephalus schoenobaenus* o *Locustella naevia*, son más frecuentes en los pasos.

En el carrizal-saladar y carrizal denso los picos de abundancia de estas especies se dan casi de forma similar, comenzando la llegada en marzo y finalizando en noviembre para los dos ciclos anuales. Se observa una mayor contribución numérica de los migrantes tropicales en el segundo año para el carrizal denso, mientras que en el carrizal-saladar el número de ejemplares capturados en los dos ciclos es similar (Figuras 5.3 y 5.4).

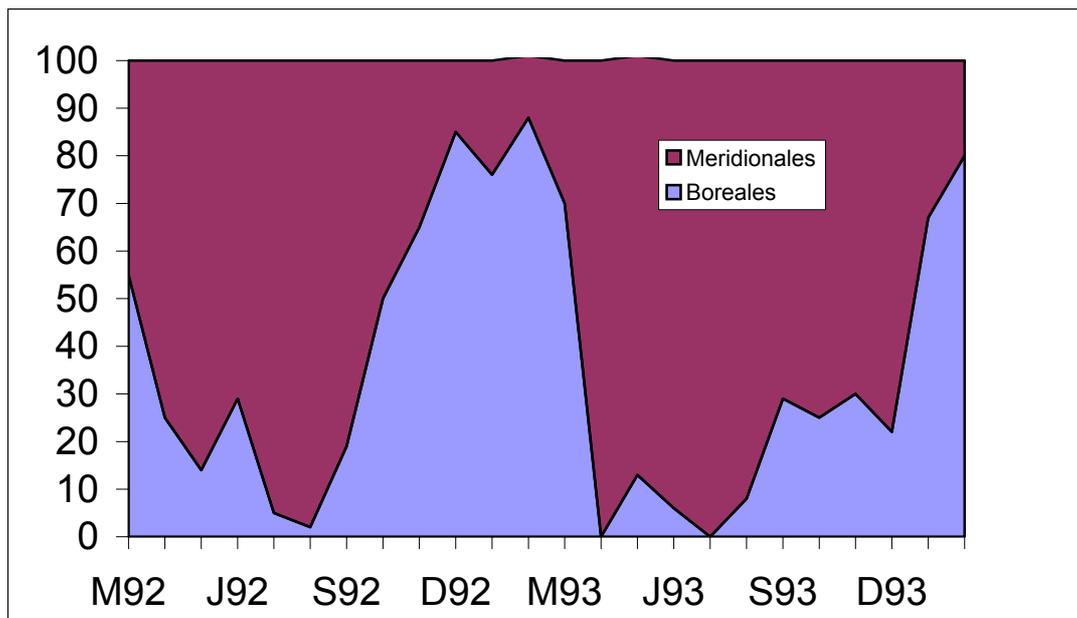


Figura 5.1. Evolución (%) de las especies boreales y meridionales en el carrizal-saladar.

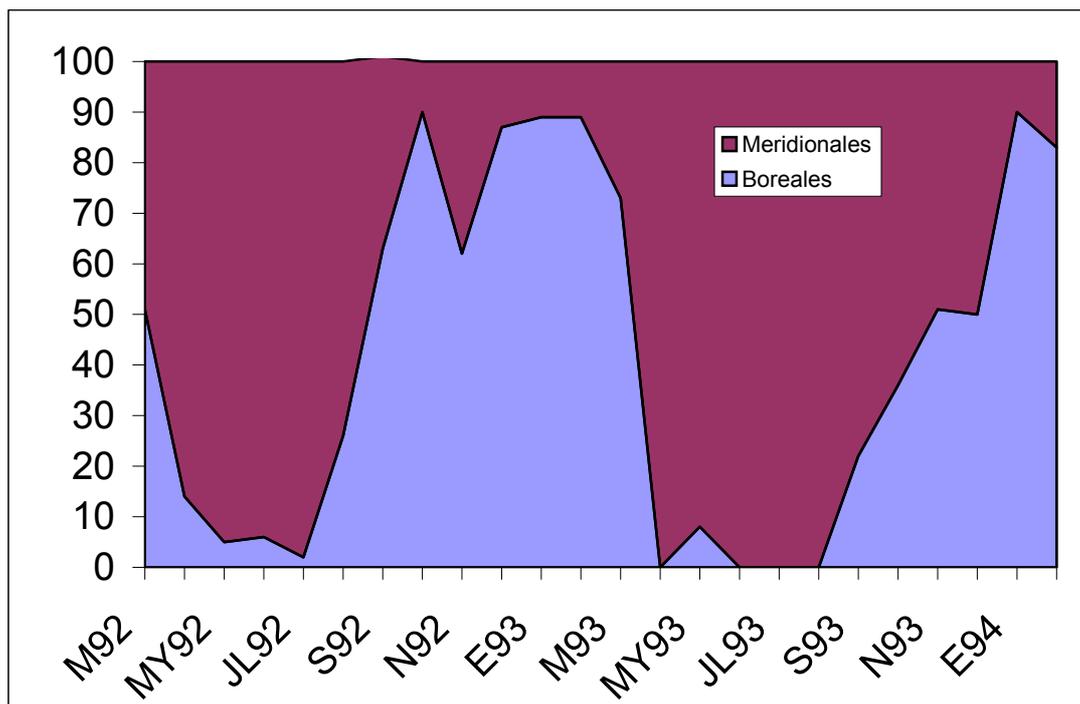


Figura 5.2. Evolución (%) de las especies boreales y meridionales en el carrizal denso.

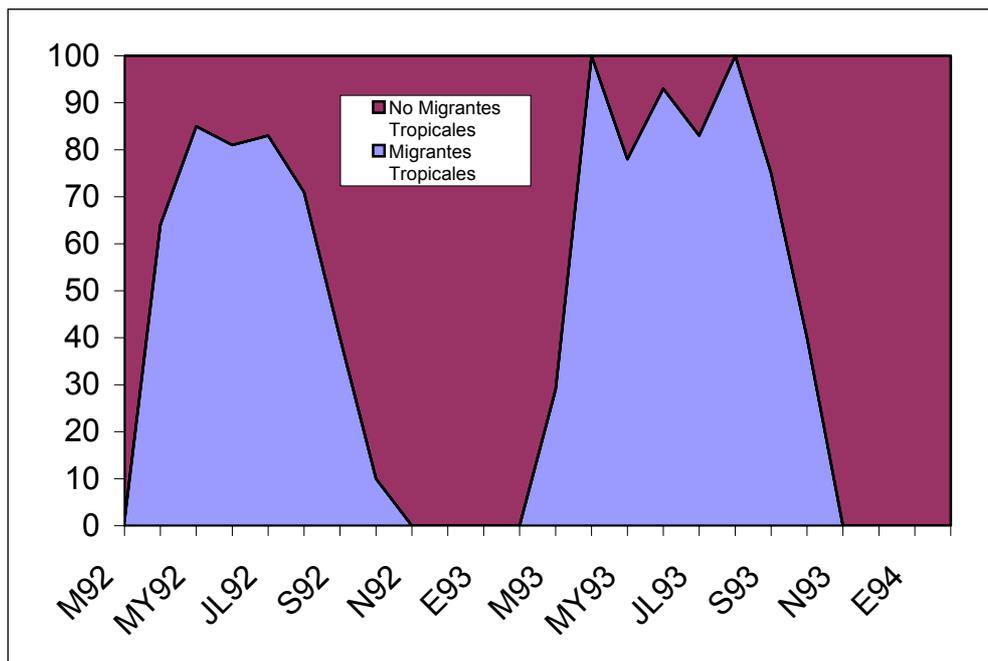


Figura 5.3. Evolución (%) del carácter migratorio de las especies en el carrizal denso

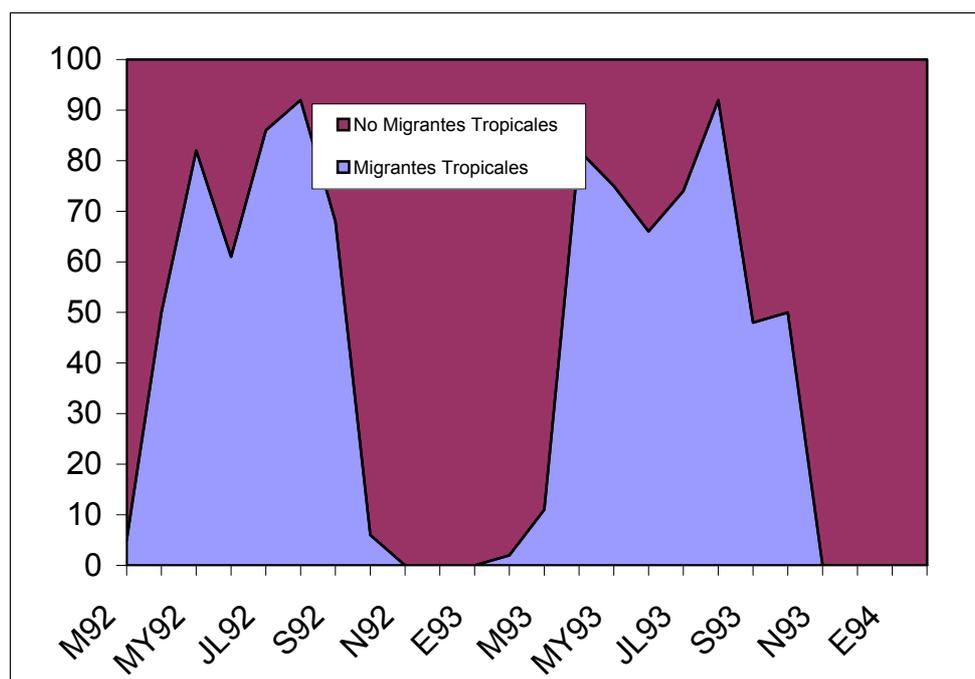


Figura 5.4. Evolución (%) del carácter migratorio de las especies en el carrizal-saladar

Por lo que se refiere a la clasificación ecológica, la abundancia de especies palustres (que utilizan este tipo de ecosistema como hábitat típico) es mayoritaria a lo largo de ambos ciclos anuales, con mínimos en invierno en los dos carrizales (Figuras 5.5 y 5.6). La importancia numérica de especies palustres es debida principalmente a *Acrocephalus scirpaceus* y *Acrocephalus arundinaceus* durante la mayor parte del año. Es interesante indicar que la contribución numérica de especies que utilizan este hábitat selectivamente en invierno es mayor en el carrizal-saladar que en el carrizal denso, debido principalmente a la presencia durante el invierno en aquel hábitat de algunas especies típicamente palustres como *Cisticola juncidis* o *Remiz pendulinus* que se encuentran escasamente representadas en el carrizal denso.

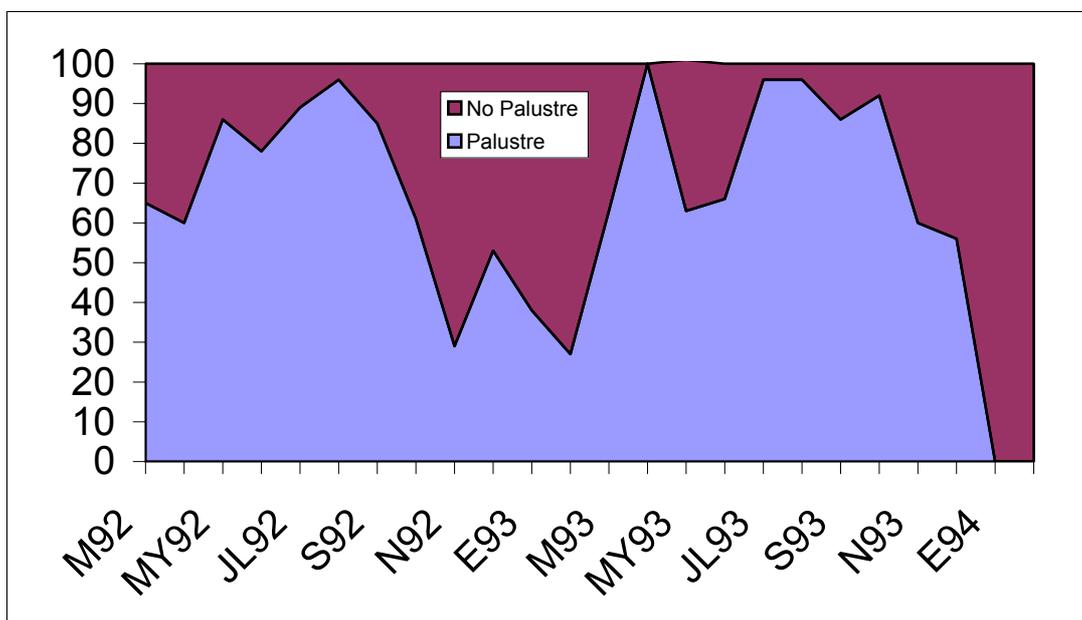


Figura 5.5. Evolución (%) de la preferencia de hábitat de las especies según el carácter palustre en el carrizal-saladar.

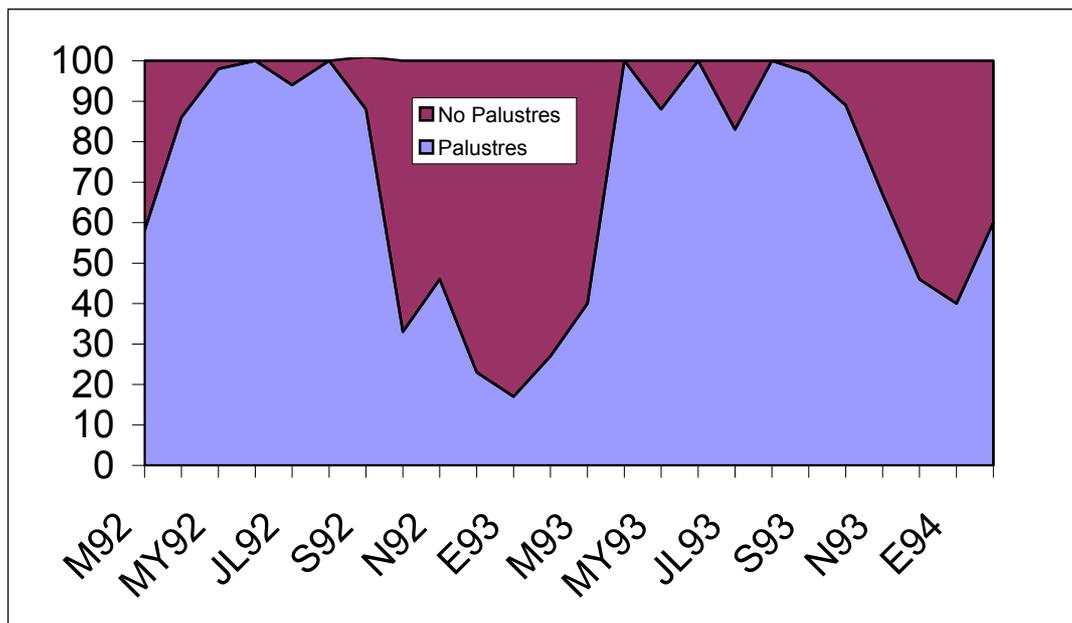


Figura 5.6. Evolución (%) de la preferencia de hábitat de las especies según el carácter palustre en el carrizal denso.

En cuanto a la fenología, la contribución de las especies constantes, es decir aquellas cuya presencia en el hábitat es de 9 o más meses durante un ciclo, fue diferente en cada hábitat. Es de destacar que mientras que en el carrizal-saladar éstas fueron típicamente sedentarias y no palustres: *Sylvia melanocephala*, *Cisticola juncidis* y *Saxicola torquata*, en el carrizal denso, por el contrario, las especies constantes fueron de un estatus muy variado: invernantes (*Acrocephalus melanopogon* y *Cettia cetti*), estivales (*Acrocephalus scirpaceus*), y sedentarias (*Panurus biarmicus*).

En el carrizal-saladar dominaron las temporales y las especies constantes oscilaron muy poco a lo largo de los años, dado su carácter sedentario, mientras que en el carrizal denso la importancia de las especies constantes fue numéricamente mayor y prevaleció durante el estío y parte del invierno dada la abundancia de especies típicamente estivales como *Acrocephalus scirpaceus* o invernantes como *Cettia cetti*, *Acrocephalus melanopogon* y *Phylloscopus collybita* (figuras 5.7 y 5.8). Hay que matizar, no obstante, que el criterio de constancia adoptado (HERRERA, 1978) otorga un gran peso en el carrizal denso, durante el periodo estival, a especies como *A. scirpaceus*, ausente durante los meses invernales (PEIRÓ y ESTEVE-SELMA, 2001).

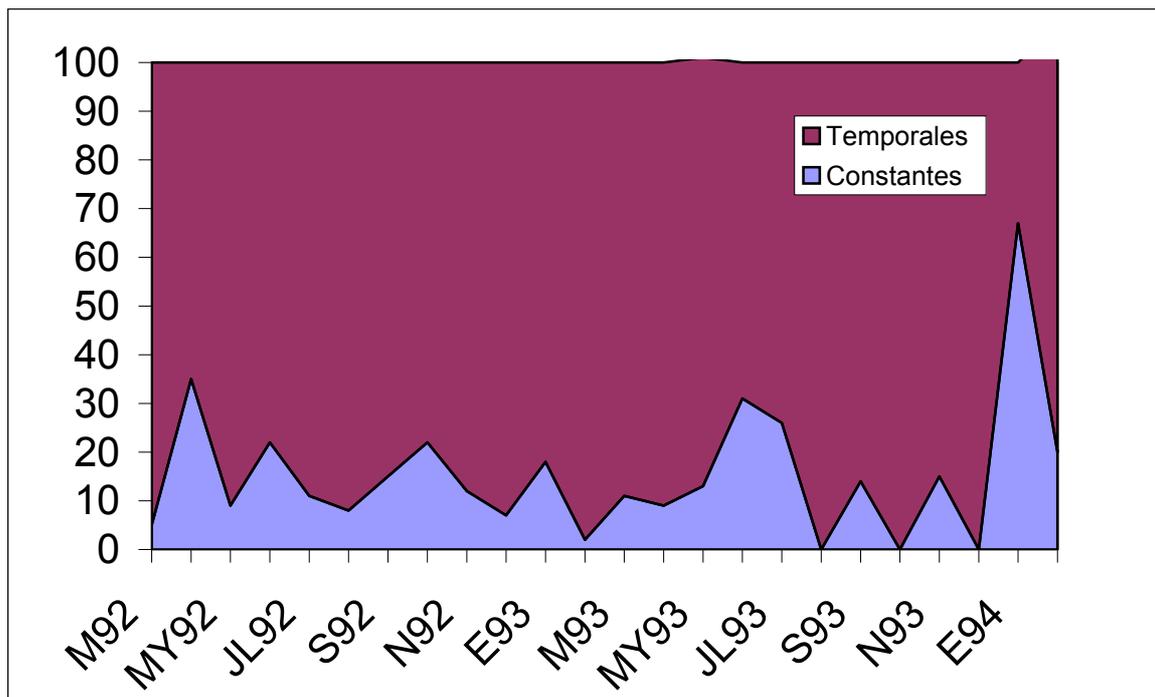


Figura 5.7. Evolución (%) del estatus de permanencia anual de las especies en el carrizal-saladar.

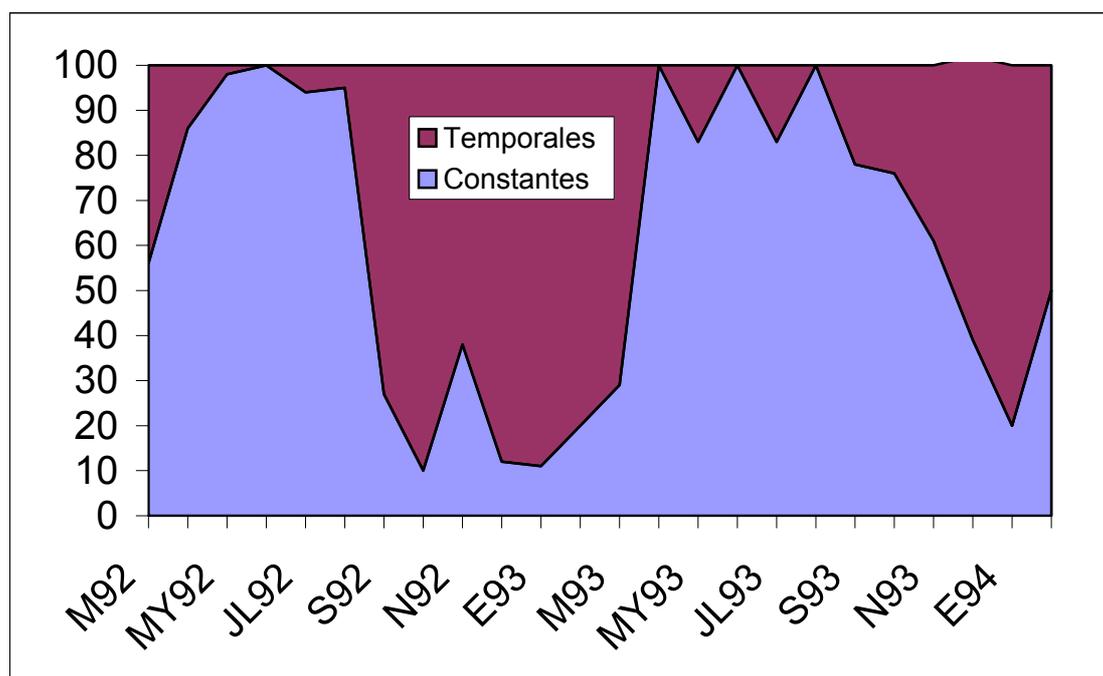


Figura 5.8. Evolución (%) del estatus de permanencia anual de las especies en el carrizal denso.

5.3.2 Fenología individual de las especies.

Este apartado completa el análisis de la composición específica de la comunidad de Passeriformes, caracterizando individualmente su fenología y comparándola con la que se ha descrito en la Península Ibérica, en el conjunto de la Comunidad Valenciana y en alguna región limítrofe (Murcia). Para ello se utilizan datos de abundancia (valores medios mensuales) a lo largo de dos ciclos anuales completos (marzo 1992 a febrero 1994). La fenología de dos pequeños migrantes transaharianos (*Acrocephalus schoenobaenus* y *Locustella luscinioides*) es también objeto de un análisis más detallado en el capítulo 6.

En total se describe la fenología de las 35 especies (capturadas al menos en uno de los citados meses), encuadrables en cinco categorías de estatus (sedentaria, invernante; estival, en paso migratorio y ocasional). Son las siguientes:

Hirundo rustica (Linn. 1758). **Golondrina Común.**

Considerada estival en la Península Ibérica, con importantes adiciones de contingentes durante los periodos migratorios (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es considerada estival, migrante e invernante escasa (DÍES y DIES, 1993). En la Región de Murcia es considerada estival común, siendo además un migrante otoñal muy abundante (ESTEVE *et al.*, 1986).

En el PNEF aparece unicamente en el paso migratorio. Presente en los dos carrizales estudiados en pasos migratorios primaveral (junio 1992) y otoñal (septiembre y octubre de 1992) del primer ciclo anual, siendo más abundante en el carrizal-saladar.

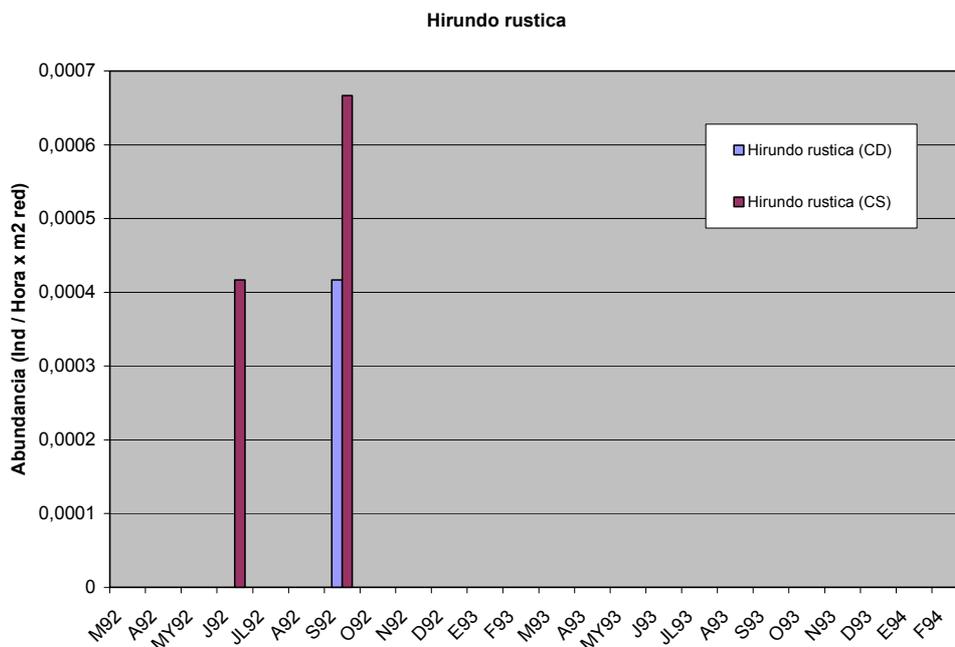


Figura 5.9. Abundancia de la Golondrina Común *Hirundo rustica* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar)

Anthus pratensis (Linn. 1758). **Bisbita Pratense.**

En la Península Ibérica es considerado como migrante moderadamente abundante, con poblaciones mayoritariamente invernantes (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es considerada como migrante e invernante (DÍES y DÍES, 1993). En la región de Murcia es considerado como invernante muy abundante (ESTEVE *et al.*, 1986).

En el PNEF es un invernante poco frecuente, capturado únicamente en el carrizal denso en el invierno 1992-93, tras la quema, siendo más abundante en enero.

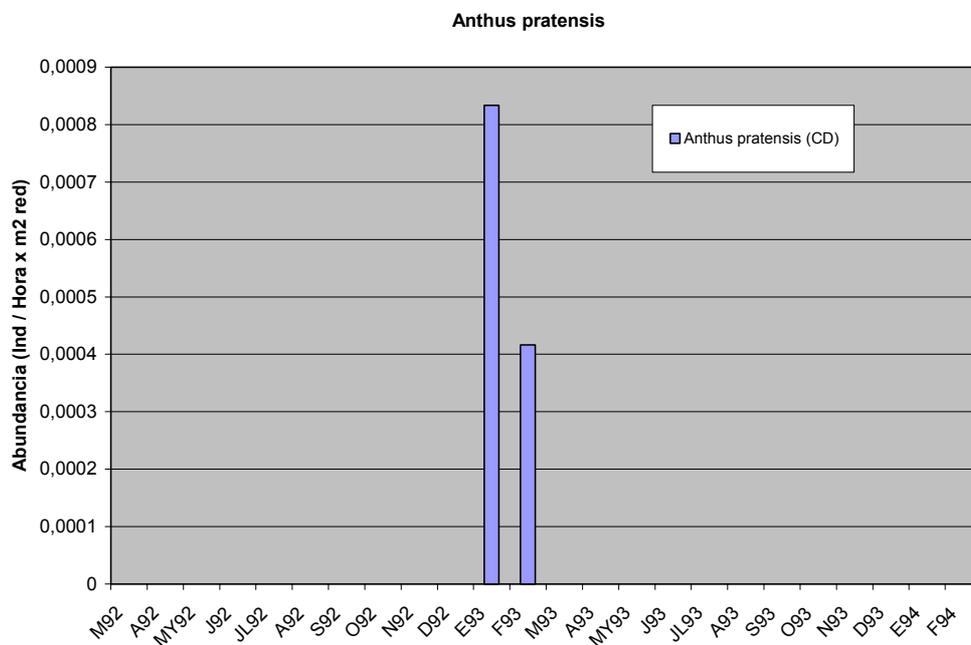


Figura 5.10. Abundancia de la Bisbita Pratense *Anthus pratensis* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso)

Troglodytes troglodytes (Linn. 1718). **Chochín.**

Especie sedentaria y nidificante en la Península Ibérica (TELLERÍA *et al.*, 1999), al igual que en la Comunidad valenciana (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es considerada sedentaria y localmente abundante (ESTEVE *et al.*, 1986).

En El Fondo es una especie ocasional. Trampeada en noviembre de 1993 exclusivamente en el carrizal denso.

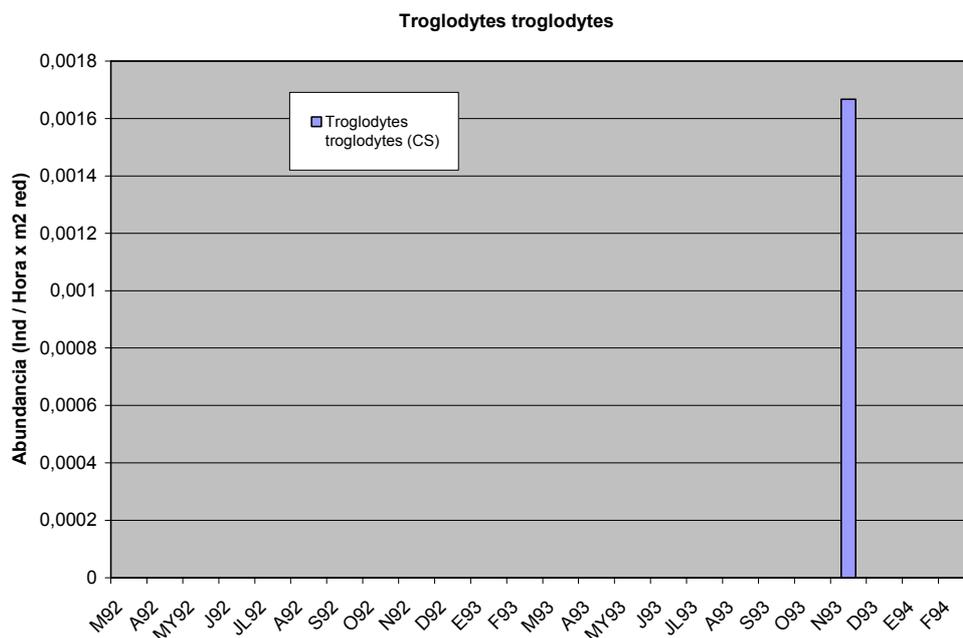


Figura 5.11. Abundancia del Chochín *Troglodytes troglodytes* en el carrizal-saladar.

Erithacus rubecula (Linn. 1758). **Petirrojo.**

En la Península Iberica es considerado sedentario, con poblaciones invernantes procedentes del centro de Europa (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es mayoritariamente invernante y nidificante localizado (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es considerado como invernante, con poblaciones estivales muy localizadas (ESTEVE *et al.*, 1986).

En el PNEF es una especie invernante. Como se desprende de la figura su invernada es más prolongada en el carrizal denso que en el carrizal-saladar, pero en 1993 el periodo de captura fue idéntico (circunscrito al mes de noviembre), aunque con mayor abundancia en el segundo tipo de hábitat.

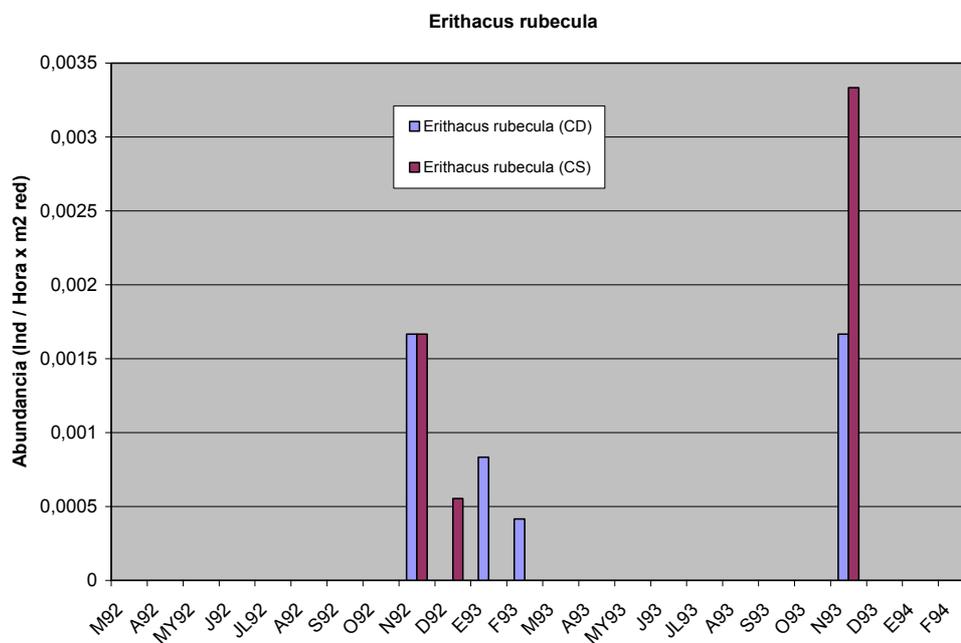


Figura 5.12. Abundancia del Petirrojo *Erithacus rubecula* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Luscinia megarhynchos Brehm, 1831. **Ruiseñor Común.**

Estatus estival en la Península Ibérica, con fracciones moderadamente importantes en pasos migratorios (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana está considerado como estival y nidificante, con fracciones presentes en migración (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es estival y abundante (ESTEVE *et al.*, 1986).

Presente en el PNEF como ave estival, aunque en los dos carrizales estudiados sólo fue detectado en paso migratorio otoñal (septiembre), siendo algo más abundante en el carrizal denso que en el carrizal-saladar.

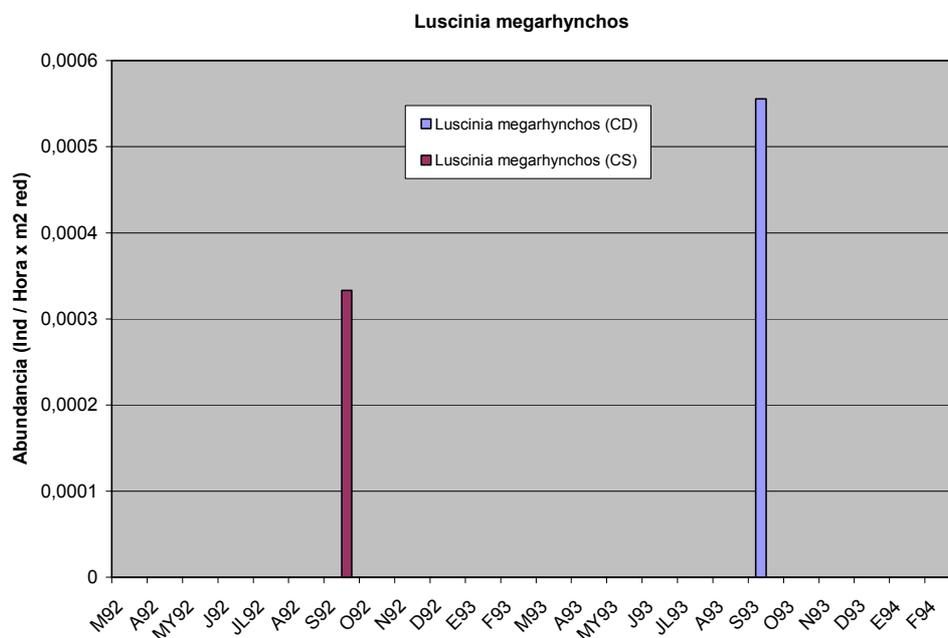


Figura 5.13. Abundancia del Ruiseñor Común *Luscinia megarhynchos* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Luscinia svecica (Linn. 1758). **Pechiazul.**

Especie con poblaciones nidificantes localizadas en la Península Ibérica (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es mayoritariamente migrante e invernante (DÍES y DIES, 1993). En la Región de Murcia es considerado como invernante y migrante, muy escaso y localmente distribuido (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie presente en El Fondo principalmente en paso migratorio, con alguna fracción invernante. Ocupa los dos hábitats estudiados desde agosto hasta marzo, por tanto en pasos migratorios y en invernada. En los dos ciclos estudiados fue más abundante en el carrizal denso que en el carrizal-saladar. La presencia en el carrizal denso fue más prolongada en el primer año (1992) que en el segundo (1993), mientras que en el carrizal-saladar en el segundo año se detectó exclusivamente en los pasos migratorios. La estructura y dinámica poblacional y la fenología de esta especie en el PNEF (que se trata con mayor detalle en el capítulo 6) coincide plenamente con los datos aportados por BERMEJO (2004) para el centro peninsular.

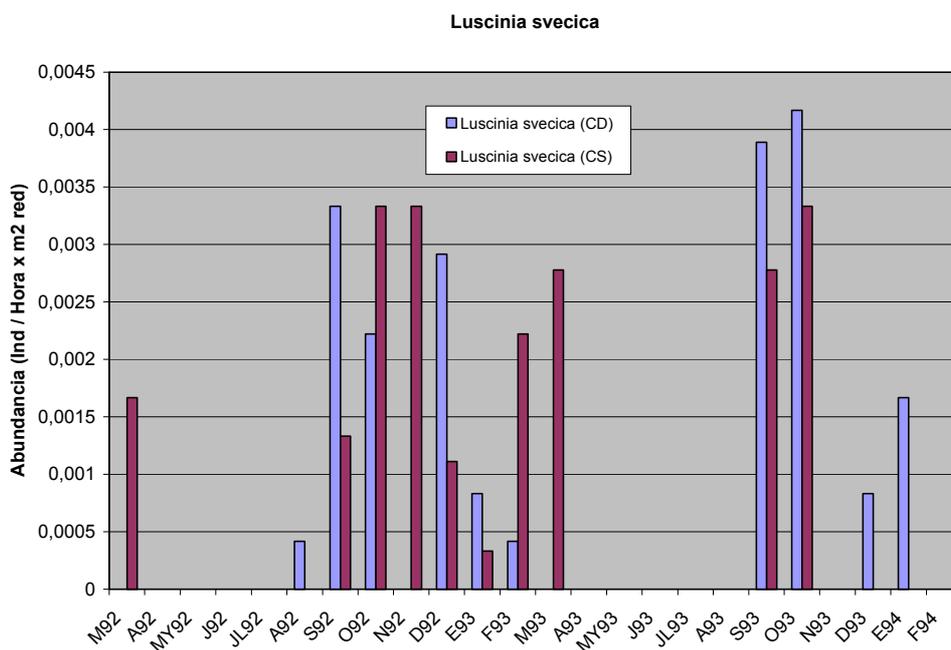


Figura 5.14. Abundancia del Pechiazul *Luscinia svecica* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Saxicola torquata (Linn. 1766). **Tarabilla Común.**

Especie sedentaria e invernante en la Península Ibérica (TELLERÍA *et al.*, 1999), lo mismo que en la Comunidad Valenciana (DÍES y DIES, 93) y en la Región de Murcia, donde resulta más abundante en invierno (ESTEVE *et al.*, 1986).

Presente en el PNEF como especie sedentaria. Ocupa ambos carrizales todo el año, siendo más abundante en el carrizal-saladar que en el carrizal denso. Sus picos en la abundancia denotan el comportamiento dispersivo dentro de los carrizales estudiados.

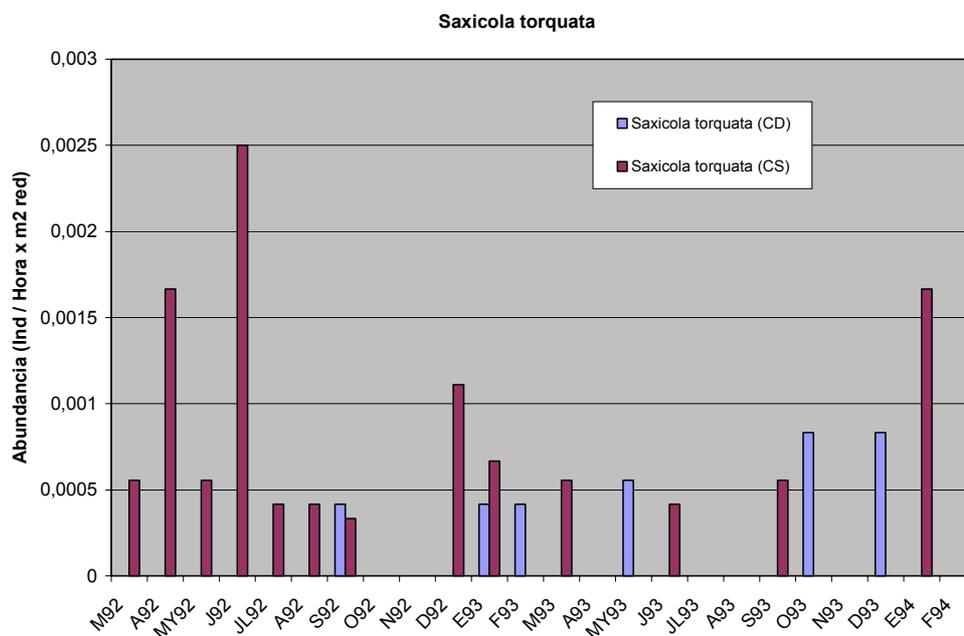


Figura 5.15. Abundancia de la Tarabilla Común *Saxicola torquata* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Turdus merula Linn, 1758. **Mirlo Común.**

Sedentario y nidificante en la Península Ibérica, con importantes contingentes invernantes, particularmente en el área mediterránea (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es considerada sedentaria, apareciendo tanto en invierno como en periodo de nidificación (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es sedentaria y muy abundante (ESTEVE *et al.*, 1986).

Ave de estatus sedentario en el PNEF, los muestreos reflejan una ocupación de ambos carrizales en periodos ocasionales del ciclo anual, siendo especialmente abundante en el carrizal-saladar en octubre de 1993.

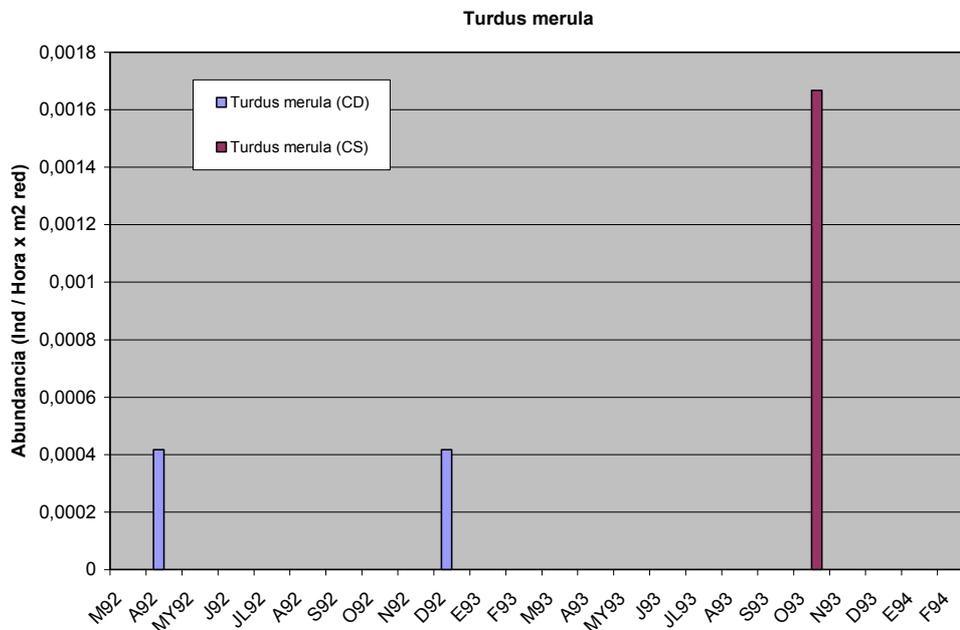


Figura 5.16. Abundancia del Mirlo Común *Turdus merula* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Turdus philomelos Brehm, 1831. **Zorzal Común.**

Sedentario y nidificante en la Península Ibérica, con fracciones importantes en los pasos migratorios. Muy abundante en el área mediterránea en invierno (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es considerado como nidificante raro y localizado, con importantes contingentes invernantes (DÍES y DIES, 1993). En la Región de Murcia está extendido como invernante, aunque escaso (ESTEVE *et al.*, 1986).

Ave de estatus invernante en el PNEF. Ocupó exclusivamente el carrizal denso en los meses invernales de 1994.

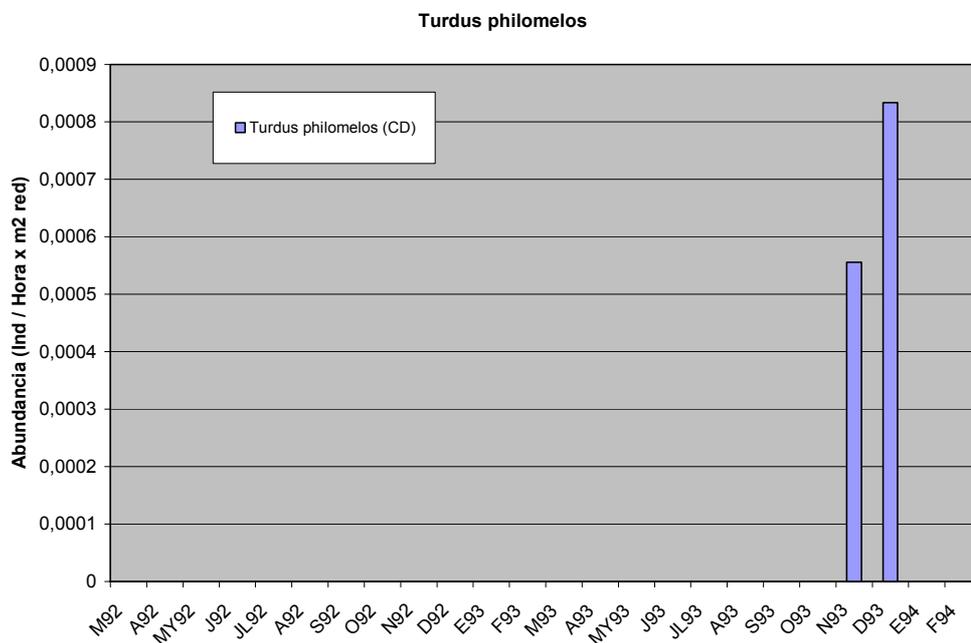


Figura 5.17. Abundancia del Zorzal Común *Turdus philomelos* en el carrizal denso (CD = Carrizal denso).

Cettia cetti (Temm. 1831). **Ruiseñor Bastardo.**

En la Península Ibérica se considera fundamentalmente sedentario, aunque se observa cierta dispersión juvenil de corto radio entre septiembre y octubre, hacia zonas palustres donde pasarán el invierno hasta finales de marzo. Distribuido por todas las Comunidades Autónomas, faltando en la alta montaña, su presencia está estrechamente ligada a los cursos de agua (TELLERÍA *et al.*, 1999).

En la Comunidad Valenciana es considerado como nidificante con un fuerte incremento de ejemplares en invierno (DÍES y DÍES, 1993). Sedentario y abundante en la vegetación ribereña de la Región de Murcia (ESTEVE *et al.*, 1986).

En el PNEF se presenta fundamentalmente en invierno, desde septiembre hasta abril, aunque una pequeña población nidificante se asienta algunos años en los carrizales estudiados.

Los valores mensuales de abundancia reflejan un patrón de presencia con máximos en invierno, siendo más abundante en el carrizal denso que en el carrizal-saladar. La especie nidificó en el carrizal denso el primer año de estudio, ocupándolo entre mayo-agosto de 1992, y estuvo ausente como nidificante en el verano de 1993. En 1993-94 fue más abundante como invernante en el carrizal-saladar que en el denso.

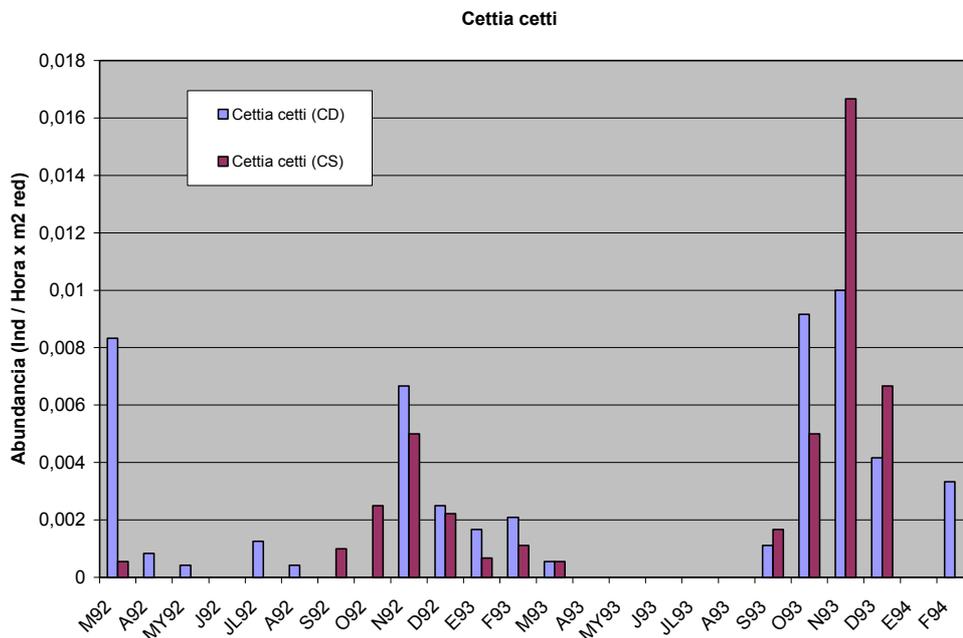


Figura 5.18. Abundancia del Ruiseñor Bastardo *Cettia cetti* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Cisticola juncidis (Raf, 1810). **Buitrón.**

Sedentario y nidificante en la Península Ibérica, con una fracción de ejemplares que realiza movimientos dispersivos de amplitud variable (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es considerado como residente (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es sedentario y algo abundante en regadíos y carrizales (ESTEVE *et al.*, 1986).

Ave de estatus sedentario en El Fondo. Ocupó exclusivamente el carrizal-saladar en el periodo estudiado, aunque dado su carácter dispersivo puede estar presente en otros enclaves del PNEF.

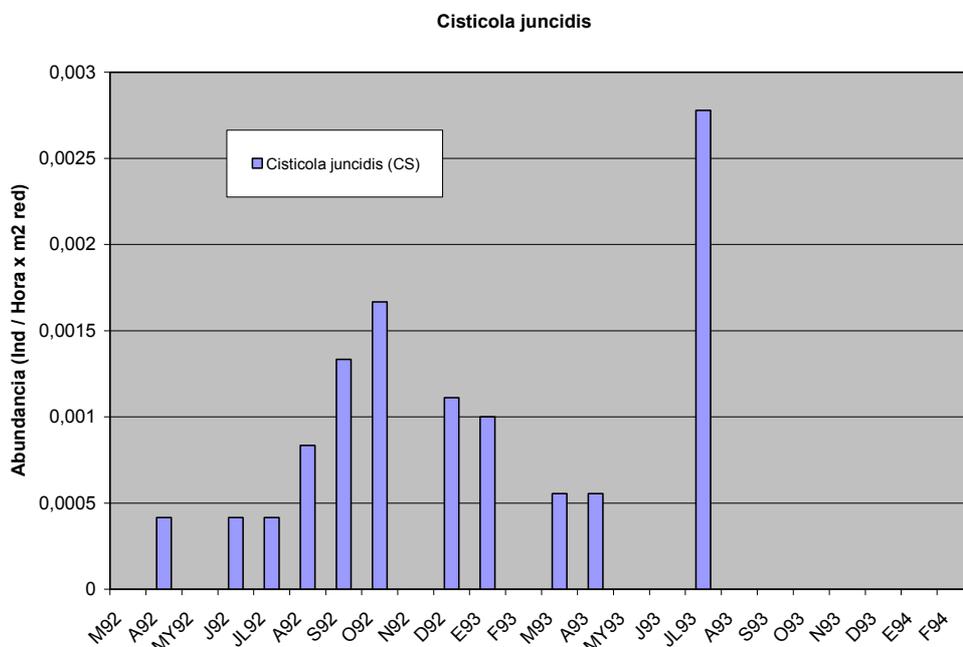


Figura 5.19. Abundancia del Buitrón *Cisticola juncidis* en el carrizal-saladar (CS = Carrizal-saladar).

Locustella naevia (Bodd, 1783). **Buscarla Pintoja.**

Estival y nidificante en puntos localizados de la Península Ibérica, con una fracción en pasos migratorios (TELLERÍA *et al.*, 1999). Migrante raro en la Comunidad Valenciana (DÍES y DÍES, 1993). Migrante muy escaso y localizado en carrizales y tarayales de la Región de Murcia (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie de estatus migrante escaso en el PNEF. Ocasionalmente capturada en el carrizal-saladar en el paso otoñal temprano. Es una especie que sedimenta durante muy cortos periodos de tiempo en éste hábitat debido a la existencia de recapturas de los mismos ejemplares días después de su anillamiento en el mismo periodo migratorio.

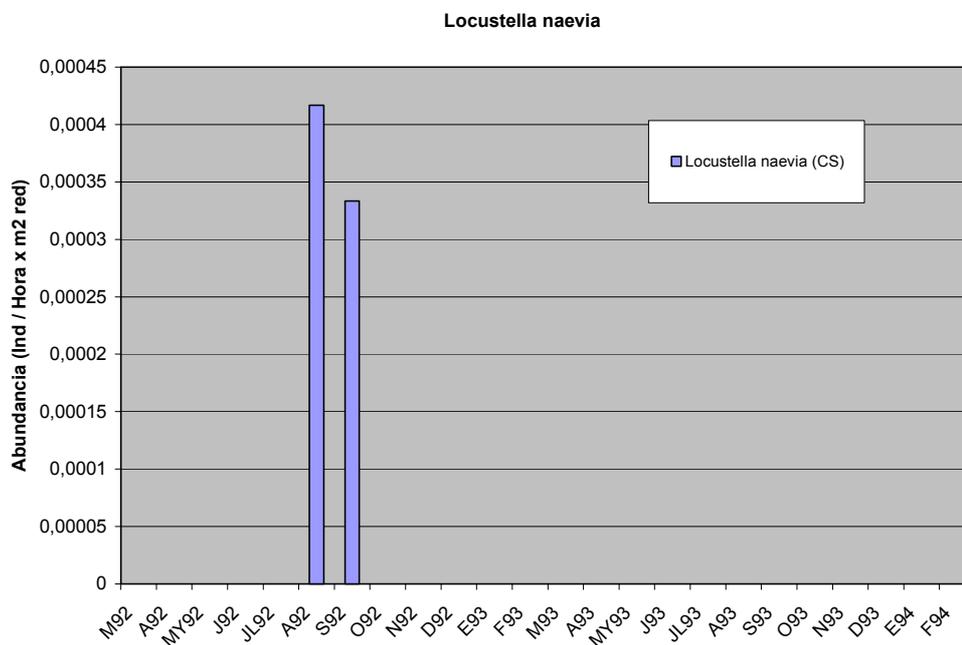


Figura 5.20. Abundancia de la Buscarla Pintoja *Locustella naevia* en el carrizal-saladar (CS = Carrizal-saladar).

Locustella luscinioides (Sav. 1824). **Buscarla Unicolor.**

Especie estival y nidificante en la Península Ibérica, particularmente en el área mediterránea, con una fracción de ejemplares presentes en migración (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana está presente en migración y se la considera también nidificante localizada (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es considerada rara migrante en carrizales y huertos del suroeste de la Región (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie de estatus migrante y abundante. Presente en ambos carrizales en los dos pasos migratorios. Se puede considerar un migrante temprano, ya que se presenta en julio, siendo el paso principal en agosto. La ausencia de capturas en verano indica que es una especie que actualmente no se reproduce en el PNEF, si bien en las décadas anteriores sí lo hizo en escaso número (NAVARRO, 1988). La fenología de esta especie tiene un tratamiento más amplio en el capítulo 6 de esta memoria.

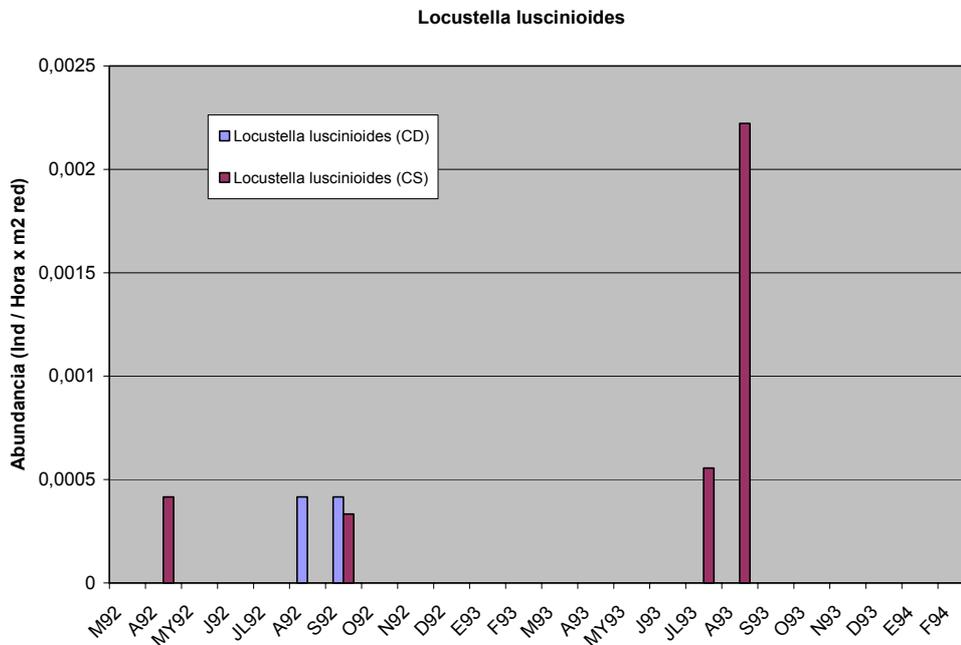


Figura 5.21. Abundancia de la Buscarla Unicolor *Locustella luscinioides* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Acrocephalus melanopogon (Temmm, 1823). **Carricerín Real.**

Especie sedentaria y nidificante en la Península Ibérica, principalmente en el área mediterránea, con fracciones de ejemplares presentes en invierno (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana presenta un estatus de nidificante localizado, con una fracción presente en migración y en invernada (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es invernante muy escaso, con alguna población sedentaria en masas de vegetación ribereña de la Región (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie fundamentalmente invernante en los dos carrizales, con alguna fracción de la población presente en verano. Las poblaciones invernantes en el carrizal denso, fueron mayores en los dos años considerados.

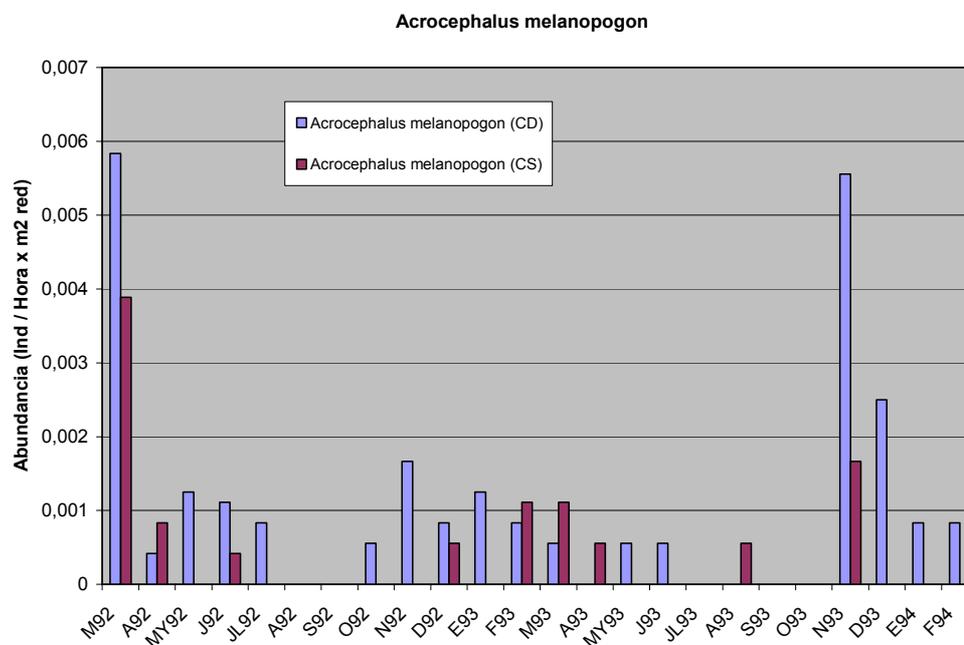


Figura 5.22. Abundancia del Carricerín Real *Acrocephalus melanopogon* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Acrocephalus paludicola (Vieill, 1817). **Carricerín Cejudo.**

Migrante escaso en la Península Ibérica (TELLERÍA *et al.*, 1999), al igual que en la comunidad Valenciana (DÍES y DÍES, 1993). No citado en la Región de Murcia (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie muy ocasional en ambos carrizales, presente en periodos de migración otoñal y primaveral. Capturado en abril de 1993 en el carrizal-saladar y octubre 1992 en el denso (PEIRÓ, 1993 y 1994).

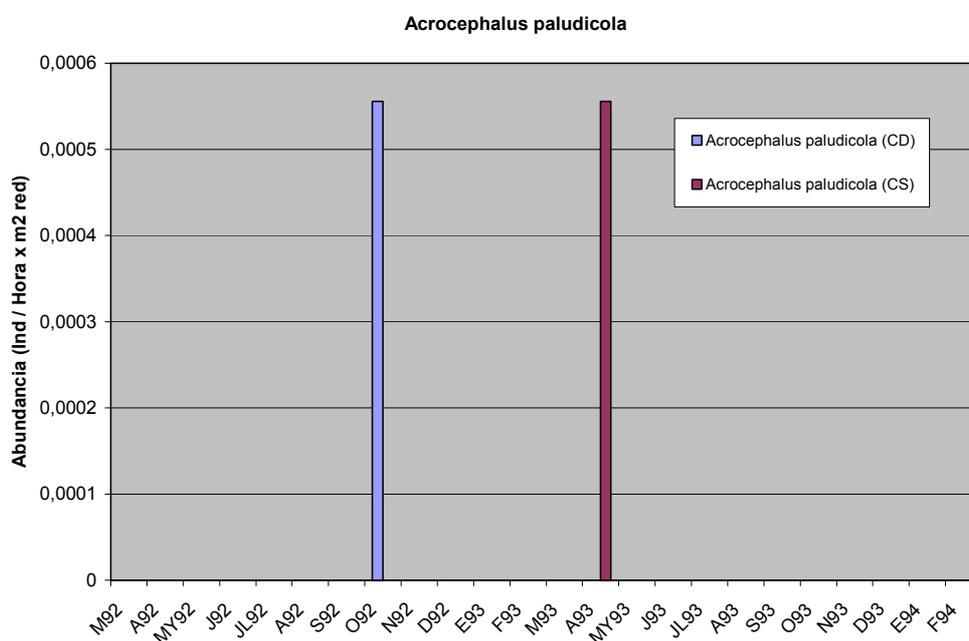


Figura 5.23. Abundancia del Carricerín Cejudo *Acrocephalus paludicola* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Acrocephalus schoenobaenus (Linn. 1758). **Carricerín Común.**

Presenta poblaciones peninsulares muy reducidas con carácter posiblemente estival. El grueso de los efectivos se presenta en los periodos migratorios (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la comunidad Valenciana es considerado como migrante escaso (DÍES y DÍES, 1993). No citado en la Región de Murcia (ESTEVE *et al.*, 1986).

Ave de estatus migrante en el PNEF. Capturado únicamente en el carrizal-saladar durante el ciclo estudiado en los periodos migratorios otoñal temprano (agosto) y primaveral. Es de destacar la presencia de aves en El Fondo hacia finales del invierno (febrero). Es más abundante como migrante que otras especies palustres (*L. luscinoides*, *L. naevia* o *A. paludicola*) en este humedal. La fenología de esta especie tiene tratamiento más detallado en otro capítulo (6) de la presente memoria.

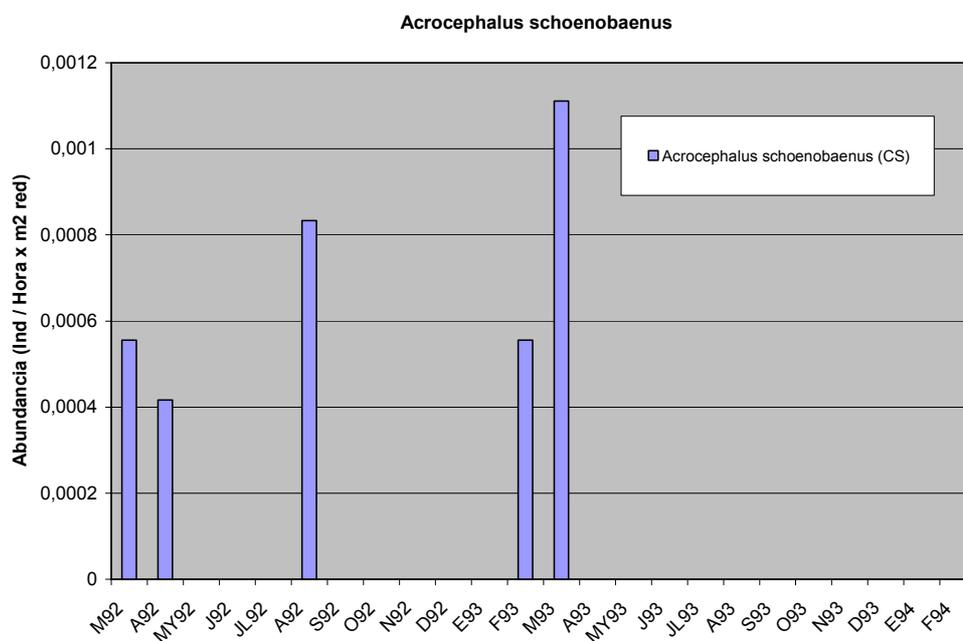


Figura 5.24. Abundancia del Carricerín Común *Acrocephalus schoenobaenus* en el carrizal-saladar (CS = Carrizal-saladar).

Acrocephalus scirpaceus (Herm. 1804). **Carricero Común.**

Estival y nidificante en la Península Ibérica, con una fracción muy importante presente en los pasos migratorios (TELLERÍA *et al.*, 1999). Presenta un estatus estival y nidificante en la Comunidad Valenciana, también con una fracción abundante de aves presentes en los pasos migratorios (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es estival y localmente muy abundante (ESTEVE *et al.*, 1986).

Presenta un estatus estival y nidificante en el PNEF, desde marzo hasta octubre en los dos años estudiados, mostrando picos de abundancia de aves en verano y otoño que pueden deberse a la presencia de jóvenes en dispersión y aves en paso en estos meses. La fenología de esta especie es similar a la descrita en el centro de España (BERMEJO, 2004) con los primeros jóvenes detectados en julio y últimas partidas en octubre. La dinámica poblacional de esta especie es tratada en otro capítulo (6) de la presente memoria.

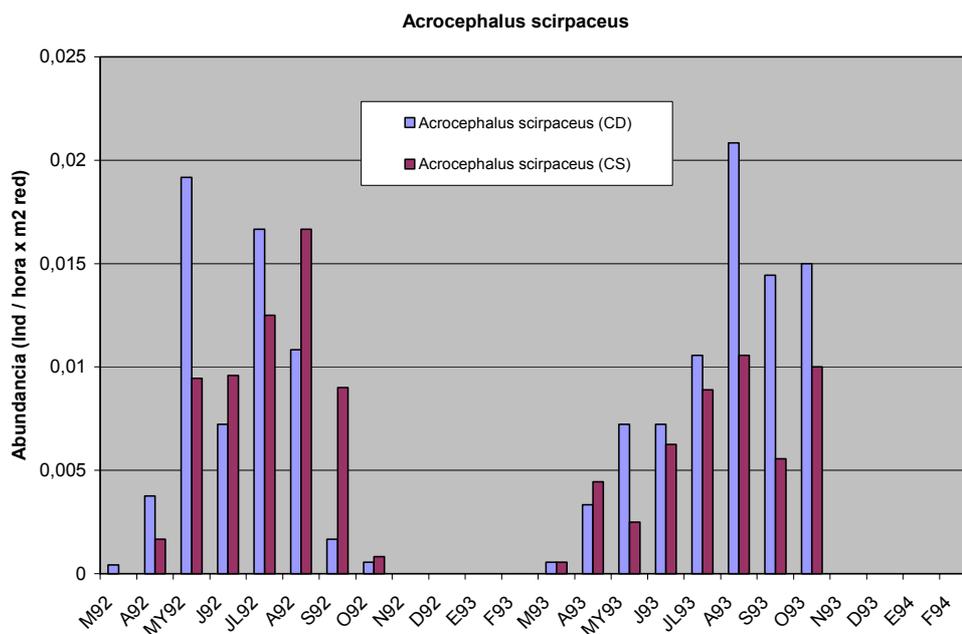


Figura 5.25. Abundancia del Carricero Común *Acrocephalus scirpaceus* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Acrocephalus arundinaceus (Linn, 1758). **Carricero Tordal.**

Estival y nidificante en la Península Ibérica, siendo un migrante moderadamente abundante (TELLERÍA *et al.*, 1999), al igual que en la Comunidad Valenciana (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es estival y localmente abundante en carrizales extensos (ESTEVE *et al.*, 1986).

Estival y nidificante en El Fondo. Presente en ambos carrizales, aunque sus abundancias son generalmente mayores en el carrizal denso que en el carrizal-saladar. Abandona ambos carrizales antes que *A. scirpaceus*. BERMEJO (2004) registra la migración prenupcial de esta especie en el centro de España en abril-mayo y la migración otoñal en julio-octubre, con la partida de los primeros jóvenes en agosto. La migración primaveral parece coincidir con la detectada en el PNEF, si bien la otoñal no se detecta en su totalidad en nuestra área de estudio, donde los últimos ejemplares parecen abandonar la zona a principios de septiembre. Esto parece indicar que parte de la población de Carriceros tordales de El Fondo realiza pequeños movimientos locales antes de abandonar los cuarteles de nidificación, lo cual es corroborado por recapturas de ejemplares en otras localidades, no distantes PNEF, en verano (PEIRÓ, 1997).

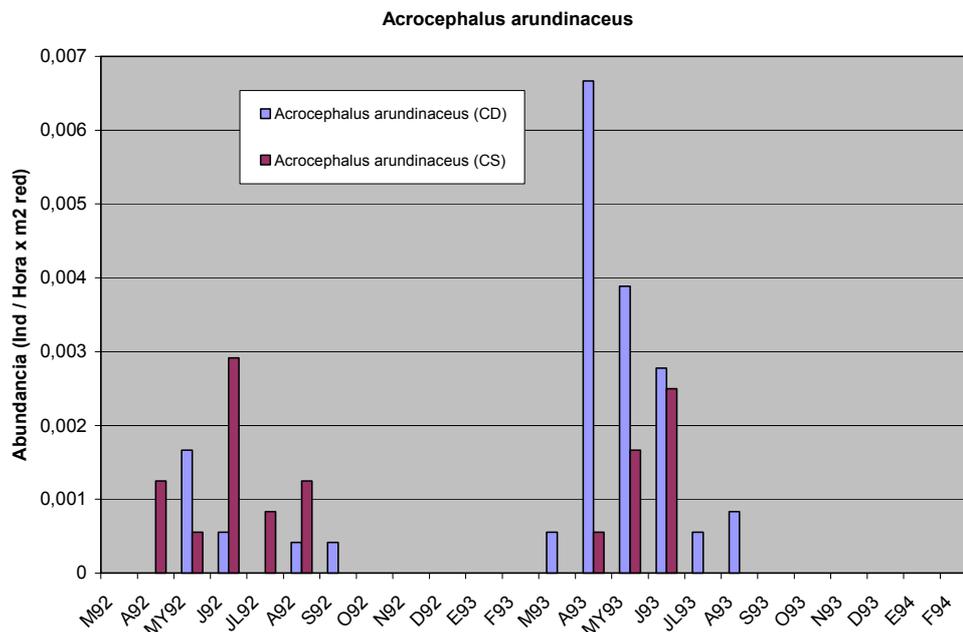


Figura 5.26. Abundancia del Carricero Tordal *Acrocephalus arundinaceus* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Sylvia cantillans (Pall. 1764). **Curruca Carrasqueña.**

Considerada como especie estival y nidificante en la Península Ibérica, con una fracción importante de ejemplares en ambos pasos migratorios (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la comunidad Valenciana es considerada como nidificante y presente en migración (DÍES y DÍES, 1993). Estival y localmente abundante en carrascales densos de la Región de Murcia (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie de estatus migrante en el PNEF. Capturada en los dos carrizales en el paso primaveral, con similar abundancia, aunque el paso detectado fue más tardío en el carrizal denso (mayo) que en carrizal-saladar (abril).

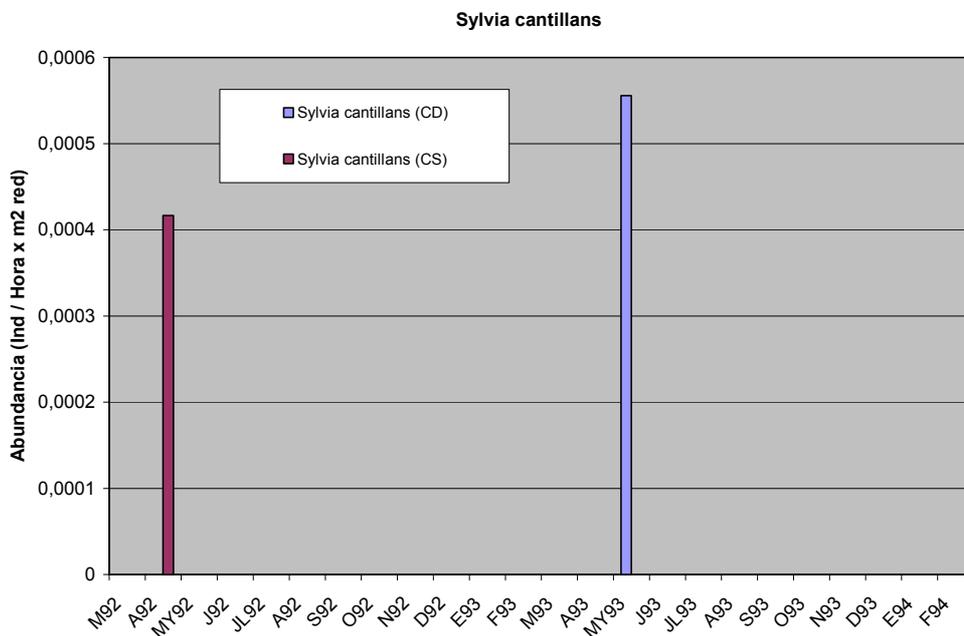


Figura 5.27. Abundancia de la Curruca Carrasqueña *Sylvia cantillans* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Sylvia undata (Bodd, 1783). ***Curruca Rabilarga.***

Sedentaria y nidificante en la Península Ibérica, con una fracción de la población realizando movimientos dispersivos (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es un nidificante abundante, también con poblaciones invernantes (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es sedentaria y nidificante (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie de estatus invernante en el PNEF. Presente en invierno únicamente en las formaciones arbustivas (carrizal-saladar). Más abundante en el invierno de 1993 que en 1992.

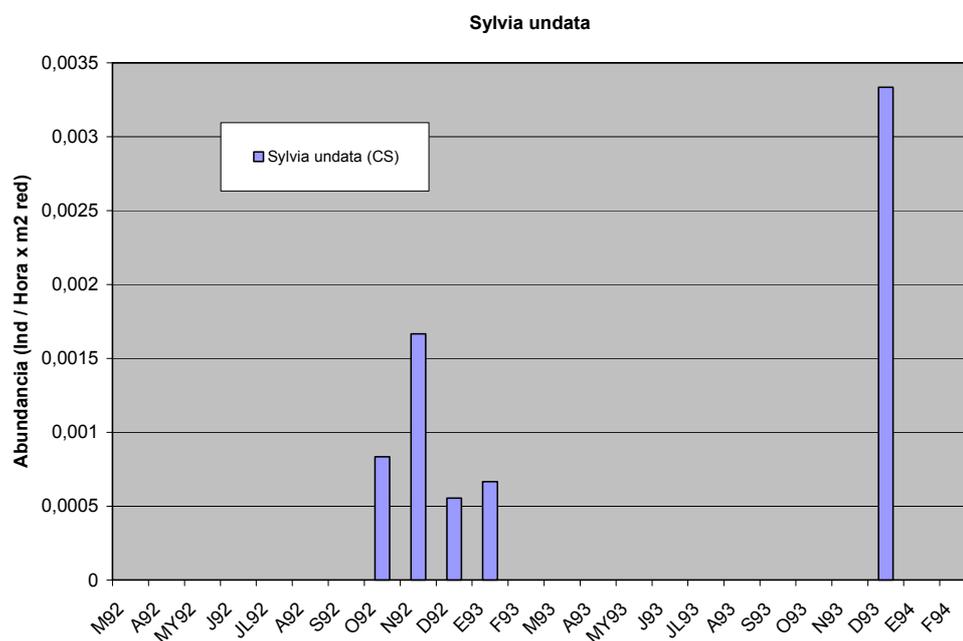


Figura 5.28. Abundancia de la Curruca Rabilarga *Sylvia undata* en el carrizal-saladar (CS = Carrizal-saladar).

Sylvia melanocephala (Gm, 1788). ***Curruca Cabecinegra***.

Sedentaria y nidificante en la Península Ibérica, con una fracción realizando movimientos dispersivos (TELLERÍA *et al.*, 1999). Presenta un estatus residente en la Comunidad Valenciana (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es sedentaria y muy abundante (ESTEVE *et al.*, 1986).

Presenta un estatus sedentario en El Fondo, con presencia durante casi todos los meses en ambos carrizales, particularmente en el carrizal-saladar. Los numerosos picos de abundancia denotan su carácter dispersivo en el carrizal-saladar. Muy escaso en el carrizal denso, donde sólo está fue detectado en cortos periodos de tiempo.

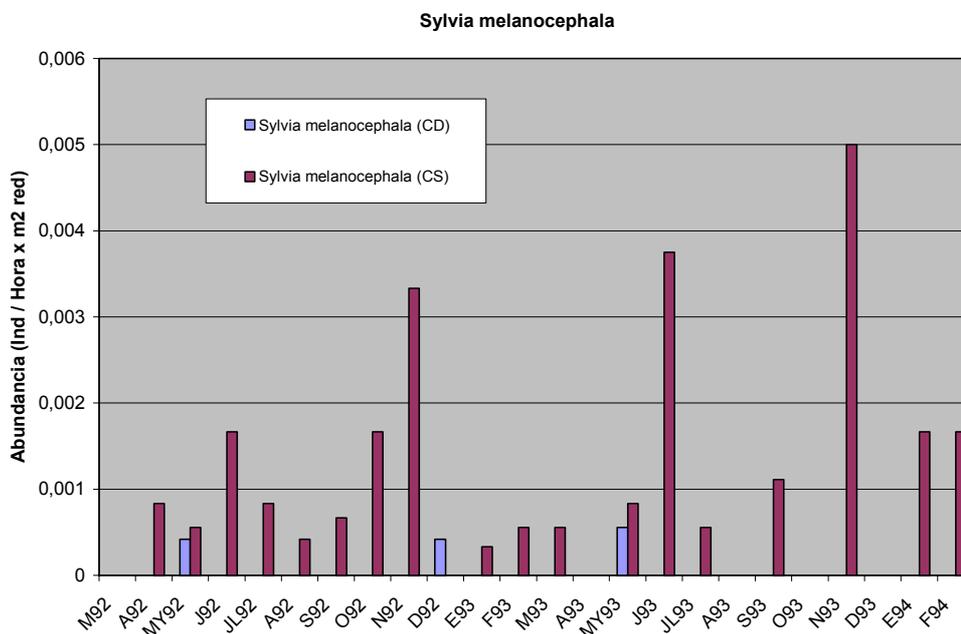


Figura 5.29. Abundancia de la Curruca Cabecinegra *Sylvia melanocephala* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Sylvia atricapilla (Linn, 1758). ***Curruca Capirotada***.

Especie sedentaria y nidificante en la Península Ibérica, con una importante fracción invernante (TELLERIA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es un nidificante localizado, migrante e invernante abundante (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia inverte en abundancia en terrenos con un mínimo de vegetación arbustiva y arbórea (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie de estatus invernante en el PNEF. Ocupa ambos carrizales en invierno, particularmente el carrizal denso, donde sus abundancias en 1993 fueron mayores que en 1992.

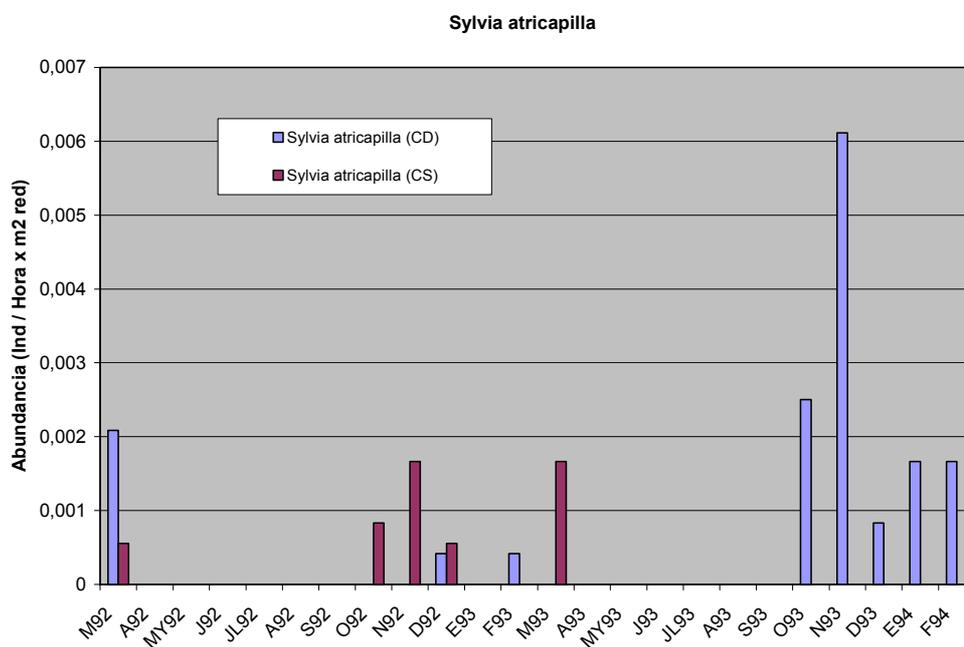


Figura 5.30. Abundancia de la Curruca Capirotada *Sylvia atricapilla* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Phylloscopus collybita (Viell. 1817). **Mosquitero Común.**

Nidificante muy localizado en la Península Ibérica con fracciones mayoritarias invernantes (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana está considerada como una especie migrante e invernante abundante (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es invernante abundante (ESTEVE *et al.*, 1986).

Presenta un estatus de invernante muy abundante en el PNEF, desde octubre hasta abril. Es más abundante en el carrizal denso que en el carrizal-saladar. Las abundancias en el invierno de 1993 fueron mayores que en 1992 y 1994.

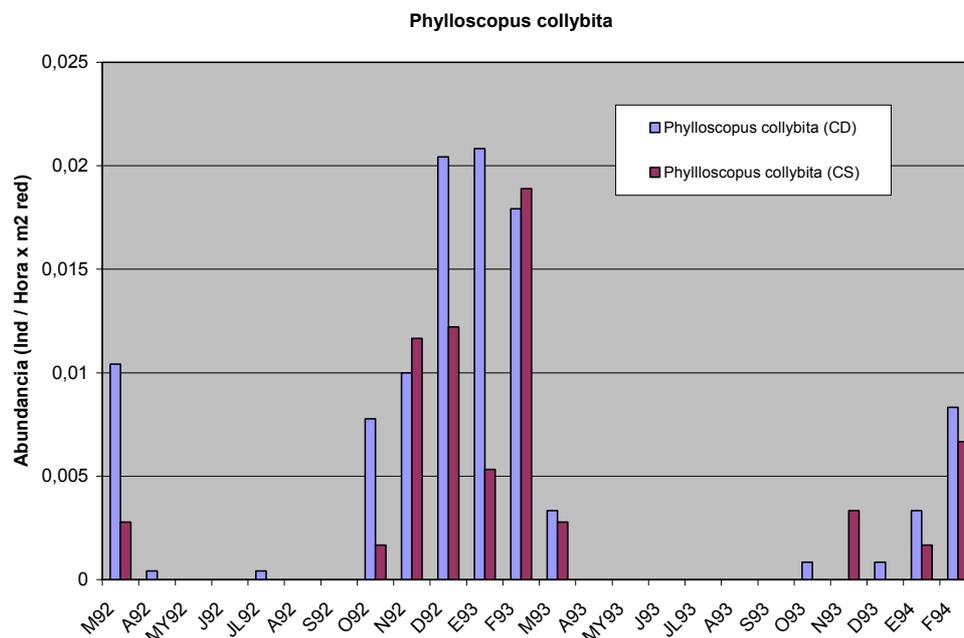


Figura 5.31. Abundancia del Mosquitero Común *Phylloscopus collybita* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Phylloscopus trochilus (Linn. 1758). **Mosquitero Musical.**

Especie de estatus estival en la Península Ibérica con abundantes contingentes durante los pasos migratorios (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es considerado como migrante (DÍES y DÍES, 1993). Migrante algo abundante sobre gran variedad de ambientes arbolados o arbustivos de la Región de Murcia (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie de estatus migrante en El Fondo. Capturada en las dos formaciones de carrizal, en los pasos migratorios primaveral tardío y otoñal (en el carrizal-saladar) y en el paso primaveral temprano (en el carrizal denso), siendo más abundante en la formación con componente arbustivo.

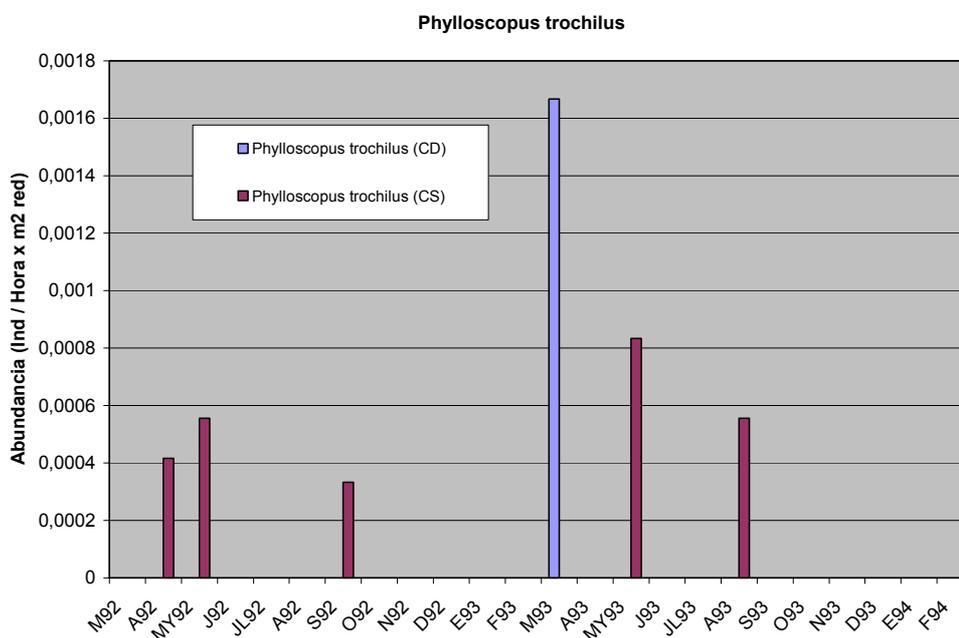


Figura 5.32. Abundancia del Mosquitero Musical *Phylloscopus trochilus* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Muscicapa striata (Pall, 1764). **Papamoscas Gris.**

Estival y nidificante en la Península Ibérica, siendo además un migrante abundante (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es nidificante y migrante (DÍES y DÍES, 1993). Estival algo abundante en huertos, sotos y cultivos de toda la región de Murcia (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie de estatus migrante. Registrada exclusivamente en el carrizal-saladar en el paso primaveral tardío (mayo).

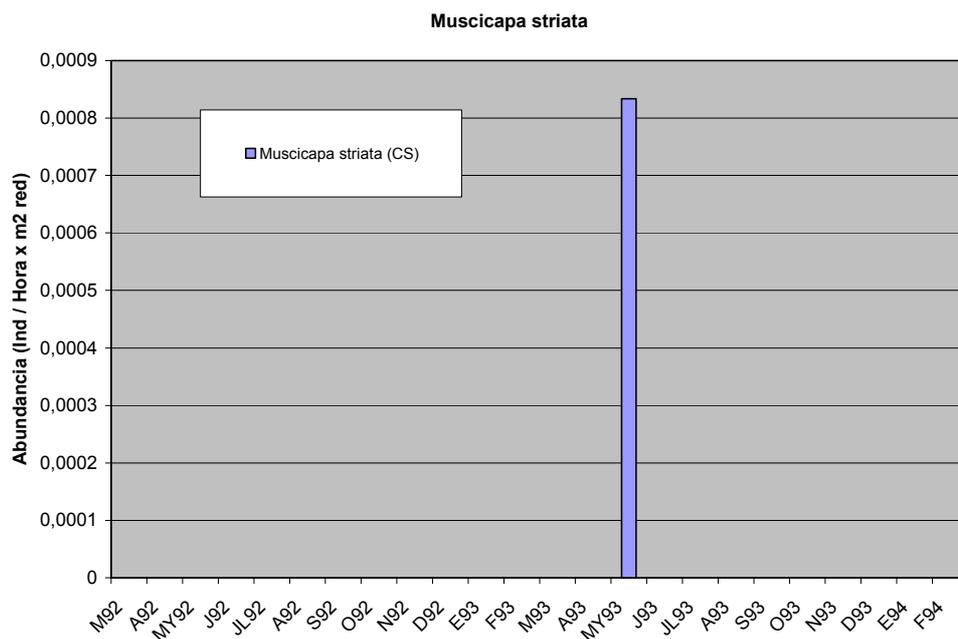


Figura 5.33. Abundancia del Papamoscas Gris *Muscicapa striata* en el carrizal-saladar (CS = Carrizal-saladar).

Panurus biarmicus (Linn. 1758). **Bigotudo.**

Nidificante de forma muy discontinua y localizada en la Península Ibérica (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es considerado como residente muy localizado (DÍES y DÍES, 1993). No citado en la Región de Murcia (ESTEVE *et al.*, 1986).

Presenta un estatus sedentario en el PNEF, siendo particularmente abundante en invierno. La especie ocupó el carrizal-saladar hasta el invierno de 1993, presentándose únicamente en el carrizal denso en el invierno de 1994. Los picos de abundancia reflejan el carácter errático de la especie que no parece depender exclusivamente de estos carrizales durante todo el año.

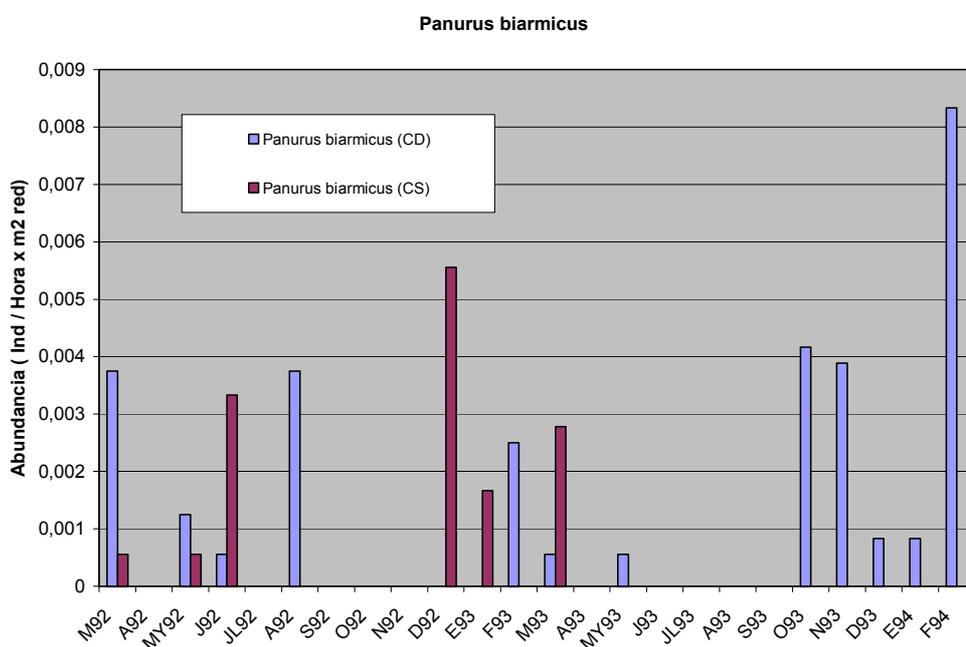


Figura 5.34. Abundancia del Bigotudo *Panurus biarmicus* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Parus major Linn, 1758. **Carbonero Común.**

Especie sedentaria y dispersiva en la Península Ibérica con una fracción minoritaria de aves invernantes (TELLERÁ *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es sedentario y nidificante (DÍES y DÍES, 1993). Sedentario y muy abundante en la Región de Murcia (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie de estatus ocasional en el PNEF. Capturado en verano-otoño en el carrizal-saladar y en invierno en el carrizal denso.

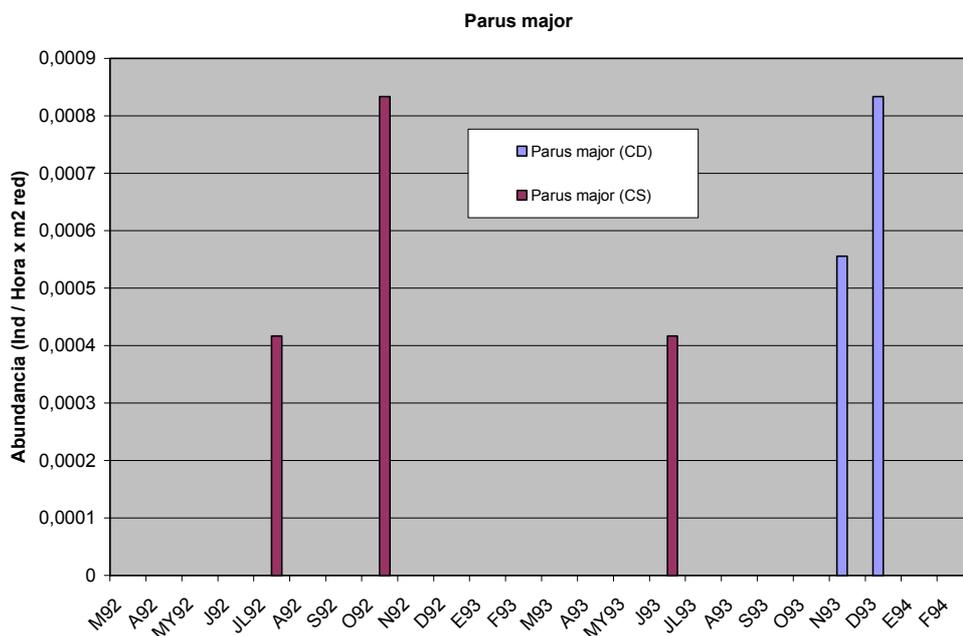


Figura 5.35. Abundancia del Carbonero Común *Parus major* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Remiz pendulinus (Linn, 1758). **Pájaro Moscón.**

Nidificante localizado y dispersivo en la Península Ibérica (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana se le considera un nidificante localizado, con poblaciones migrantes e invernantes (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es sedentario muy escaso y local, con poblaciones invernantes (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie de estatus invernante en El Fondo. Ocupa ambos carrizales en invierno. Más abundante en las formaciones arbustivas que en las monoespecificas.

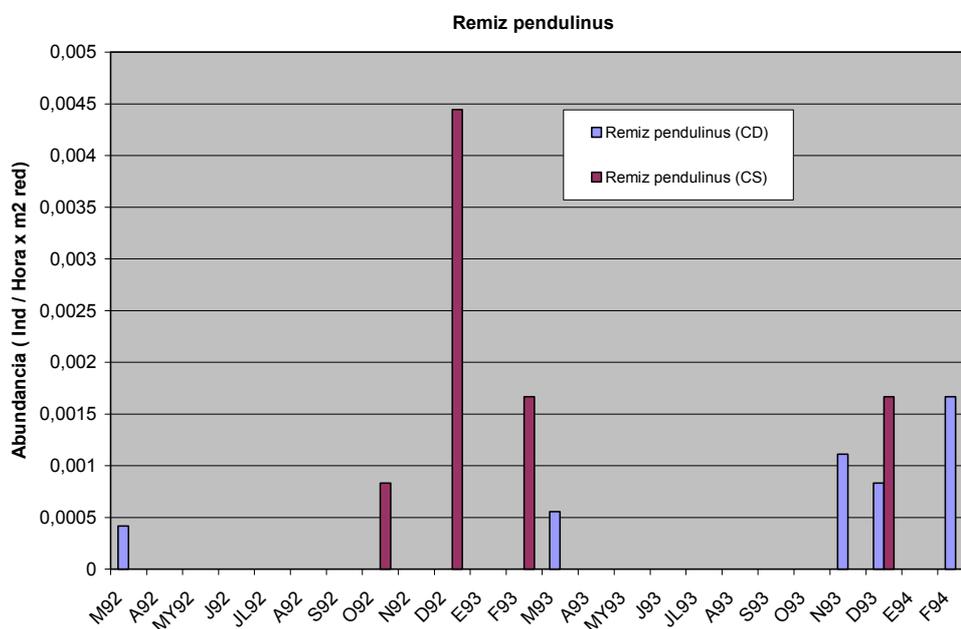


Figura 5.36. Abundancia del Pájaro Moscón *Remiz pendulinus* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Lanius meridionalis Linn, 1758. **Alcaudón Meridional.**

Actualmente considerada como especie distinta a *Lanius excubitor* (GUTIÉRREZ, 2001). Sedentario y nidificante en la Península Ibérica, realizando movimientos dispersivos (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es considerado como nidificante e invernante (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia era citado como sedentario escaso, siendo algo más abundante como invernante (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie de estatus invernante en el PNEF. Capturado ocasionalmente en pleno invierno en el carrizal denso.

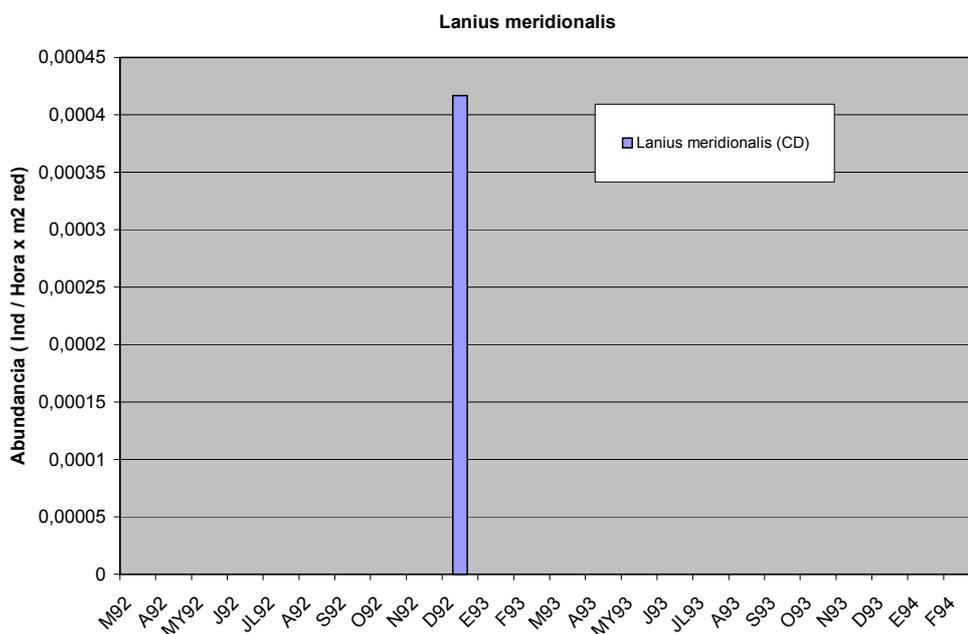


Figura 5.37. Abundancia del Alcaudón Meridional *Lanius meridionalis* en el carrizal denso (CD = Carrizal denso).

Passer domesticus (Linn, 1758). **Gorrión Común.**

Sedentario y nidificante en la Península Ibérica (TELLERÍA *et al.*, 1999). Residente en la Comunidad Valenciana (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es sedentario y muy abundante (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie sedentaria y nidificante en El Fondo. Capturada ocasionalmente en el carrizal denso, posiblemente en dispersión procedente de otras áreas de nidificación cercanas.

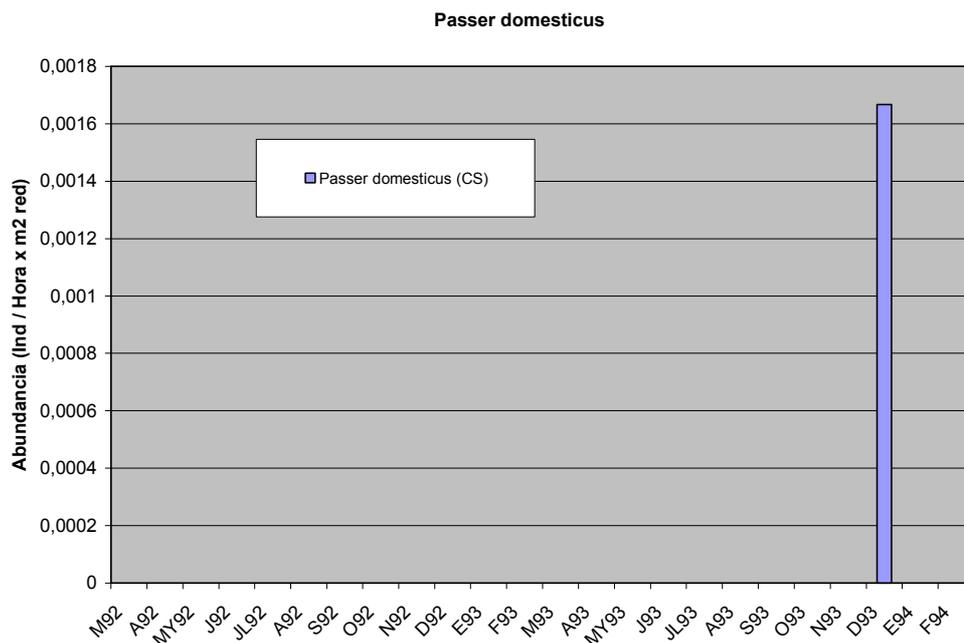


Figura 5.38. Abundancia del Gorrión Común *Passer domesticus* en el carrizal-saladar (CS = Carrizal-saladar).

Fringilla coelebs Linn, 1758. **Pinzón Vulgar.**

Especie sedentaria y dispersiva en la Península Ibérica, con poblaciones invernantes (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es considerada nidificante e invernante (DÍES y DÍES, 1993). En la Región de Murcia es considerada sedentaria y nidificante en pinares extendiéndose como invernante a todo tipo de terrenos arbolados (ESTEVE *et al.*, 1986).

De estatus invernante en el PNEF. Capturado en el carrizal denso en invierno de 1993.

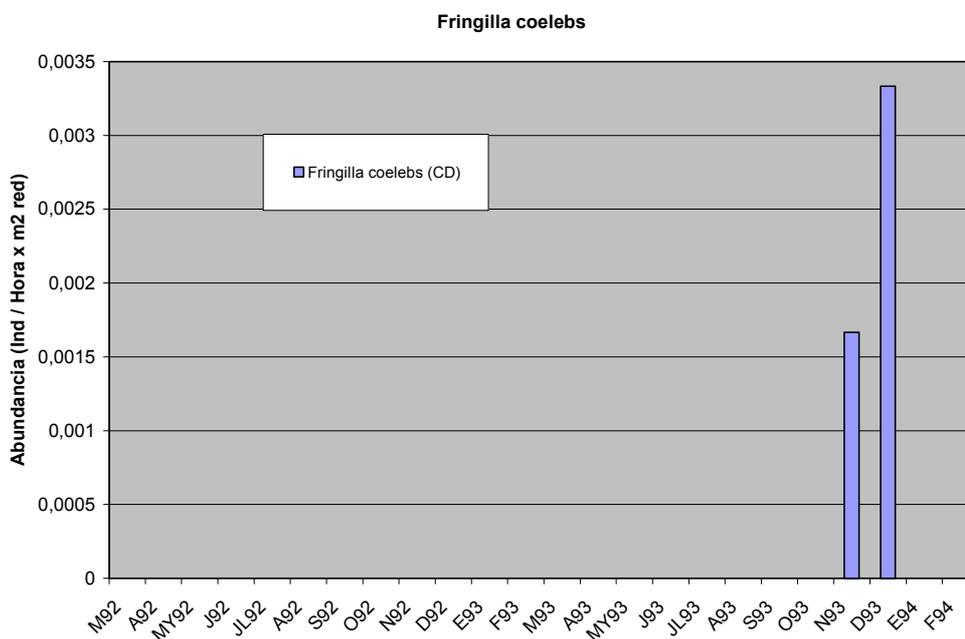


Figura 5.39. Abundancia del Pinzón Vulgar *Fringilla coelebs* en el carrizal denso (CD = Carrizal denso).

Serinus serinus (linn, 1766). **Verdecillo.**

Sedentario y dispersivo en la Península Ibérica, con poblaciones migrantes e invernantes (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es residente (DÍES y DÍES, 1993). Sedentario y muy abundante en todo tipo de arbolados de la Región de Murcia (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie dispersiva en el PNEF. Capturada ocasionalmente en invierno en ambos carrizales. Más abundante en el invierno de 1993 en el carrizal denso.

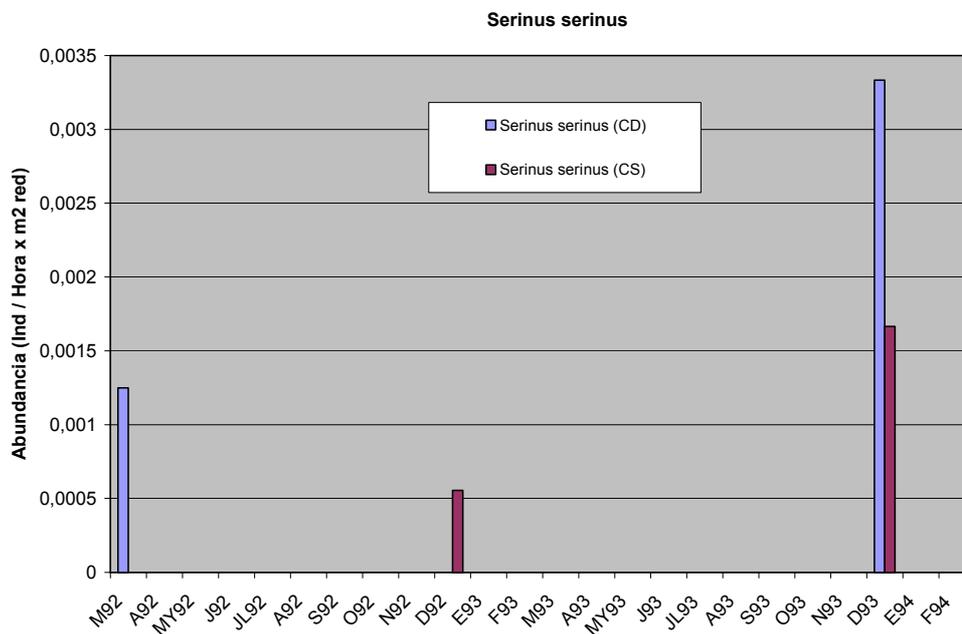


Figura 5.40. Abundancia del Verdecillo *Serinus serinus* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

Carduelis carduelis (Linn., 1758). **Jilguero.**

Sedentario y dispersivo en la Península Ibérica, con poblaciones migrantes e invernantes (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es residente (DÍES y DÍES, 1993). En la región de Murcia es sedentario y algo escaso en pinares, sotos y cultivos de secano (ESTEVE *et al.*, 1986).

Especie ocasional en el PNEF. Capturado en el estío en el carrizal denso. Su comportamiento en ambos carrizales es dispersivo.

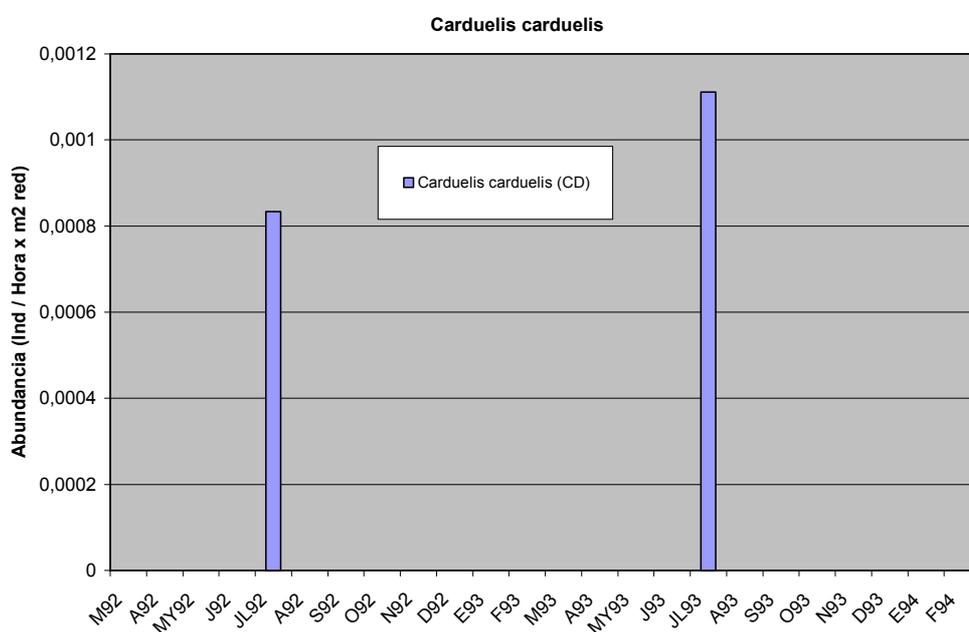


Figura 5.41. Abundancia del Jilguero *Carduelos carduelis* en el carrizal denso (CD = Carrizal denso).

Carduelis chloris (Linn., 1758). **Verderón Común.**

Sedentario y dispersivo en la Península Ibérica, con poblaciones migrantes e invernantes (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es residente (DÍES y DÍES, 1993). En la región de Murcia es sedentario y muy abundante en todo tipo de áreas arboladas (ESTEVE *et al.*, 1986).

Capturado ocasionalmente en el carrizal denso en julio 1993, seguramente debido a su carácter dispersivo hacia los carrizales, procedente de otras áreas cercanas donde nidifica.

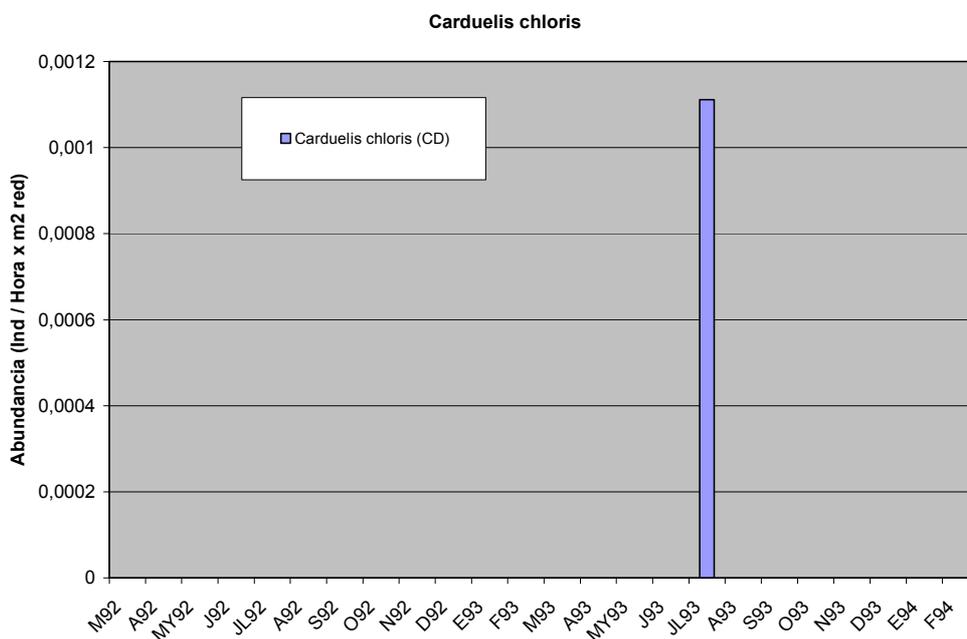


Figura 5.42. Abundancia del Verderón Común *Carduelis chloris* en el carrizal denso (CD = Carrizal denso).

Emberiza schoeniclus (Linn, 1758). **Escribano Palustre.**

Especie sedentaria y dispersiva en la Península Ibérica, con poblaciones invernantes importantes (TELLERÍA *et al.*, 1999). En la Comunidad Valenciana es un nidificante raro con importantes adiciones en migración e invernada (DÍES y DÍES, 1993). Sedentario muy localizado en la Región de Murcia, citado también como invernante escaso en sotos fluviales y extensos carrizales (ESTEVE *et al.*, 1986).

Ave de estatus invernante en el PNEF. Ocupa ambos carrizales en invierno. Más abundante en el carrizal-saladar que en el carrizal denso. En el invierno de 1993 ocupó antes el carrizal denso (octubre), aunque sus abundancias fueron menores que en el carrizal-saladar.

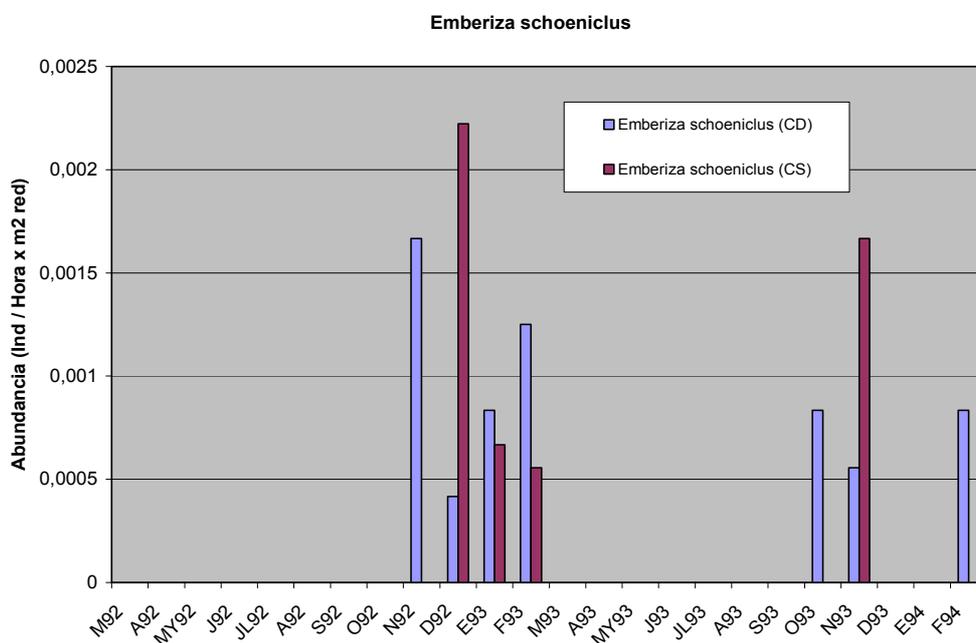


Figura 5.43. Abundancia del Escribano Palustre *Emberiza schoeniclus* en ambos carrizales (CD = Carrizal denso; CS = Carrizal-saladar).

5.3.3 Estructura y dinámica temporal de la comunidad de Passeriformes en carrizales del PNEF.

Este apartado describe de forma sintética la estructura y dinámica de la comunidad de Passeriformes de los hábitats estudiados, a través del análisis de índices de similaridad, abundancia total de la comunidad, riqueza de especies, dominancia, diversidad, y su variación en el tiempo.

5.3.3.1 Abundancia total de la comunidad.

La abundancia total de la comunidad (Figura 5.44) muestra fluctuaciones no exactamente coincidentes entre los dos ciclos anuales estudiados. Las curvas de abundancia de ambos carrizales son aproximadamente semejantes entre julio de 1992 y agosto de 1993, pero se diferencian tanto en el periodo precedente (marzo-junio 1992) como en el posterior (septiembre 93-febrero 94). La curva del carrizal-saladar, el hábitat no afectado por el manejo, muestra un patrón más o menos recurrente con mínimos primaverales y otoñales y máximos invernales (destacando el del invierno 92-93). La tendencia a lo largo de la serie es hacia una disminución general, que hace que en el invierno 93-94 prácticamente no se produzca un pico. La curva del carrizal denso se aparta de este patrón mostrando una importante fluctuación en la primavera de 1992 y un máximo en el otoño de 1994.

La disminución de la abundancia en el carrizal-saladar puede guardar relación con un empeoramiento de las condiciones ambientales generales asociada al descenso de la precipitación registrado desde 1992, culminando en 2005 con una acusada sequía (ver capítulo 7). En el carrizal denso, la evolución de la abundancia total podría guardar relación con la recuperación del carrizal tras su quema en septiembre de 1992 (figura 5.45), resultando esta comunidad menos dependiente de la lluvia directa (este hábitat siempre se mantiene inundado).

Si se representa la evolución de la abundancia total considerando únicamente las especies palustres (figura 5.46), el patrón que se observa es bastante similar al de todas las especies salvo en el invierno que sigue a la quema de septiembre de 1992. En este periodo se produce una depresión en la abundancia de especies palustres que hace que las curvas de los dos hábitats se asemejen. No obstante, se produce una recuperación gradual de la abundancia de aves palustres en el carrizal denso hasta octubre de 1993 que corre prácticamente paralelo a la recuperación del carrizal.

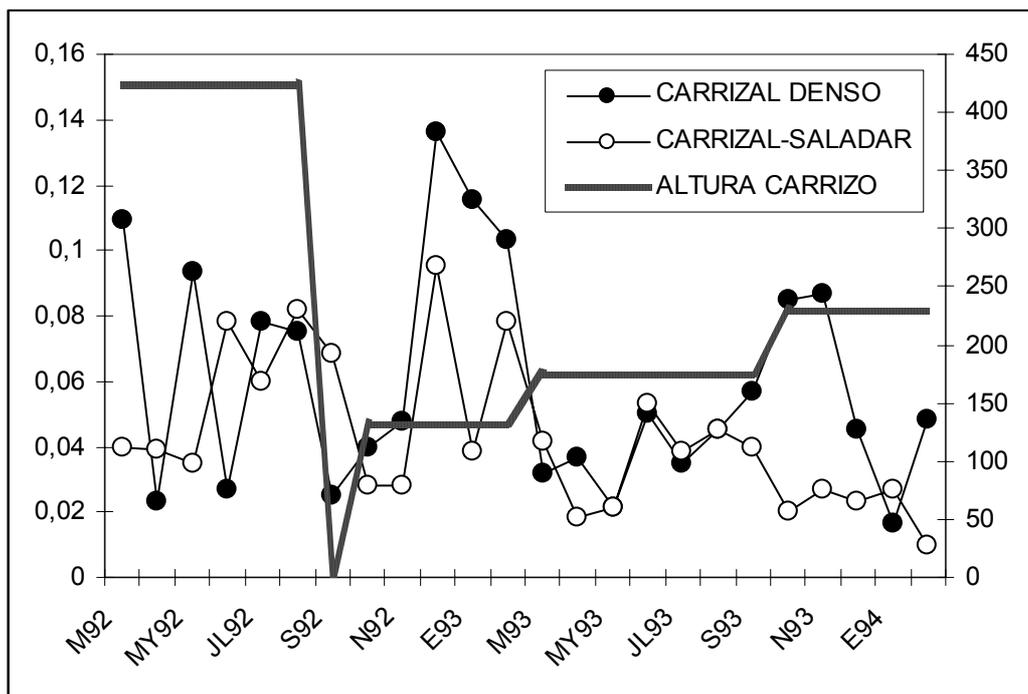


Figura 5.44. Evolución de la abundancia total de la comunidad (individuos/hora x m² red) en los dos tipos de carrizal estudiados. Se indica también la evolución de la altura del carrizo (en cm) en la parcela de carrizal denso.

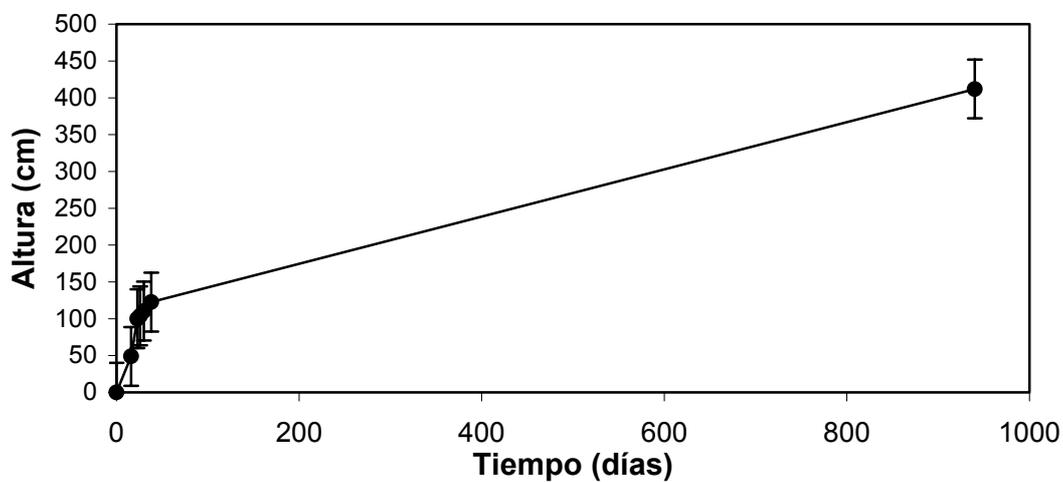


Figura 5.45. Evolución de la altura media del carrizo tras la primera quema en Septiembre 1992 en el carrizal denso (medidas directas). Ver capítulo 7 para una descripción más detallada de la recuperación del carrizal tras su quema como medida de gestión.

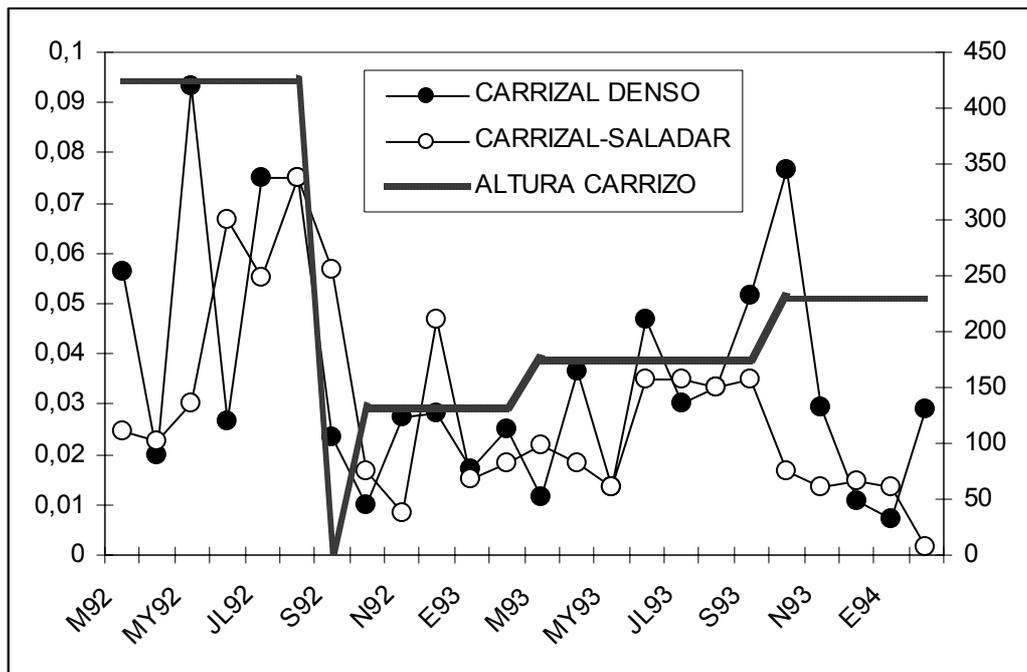


Figura 5.46. Evolución de la abundancia de las especies palustres (individuos/hora x m² red) en los dos tipos de carrizal estudiados.

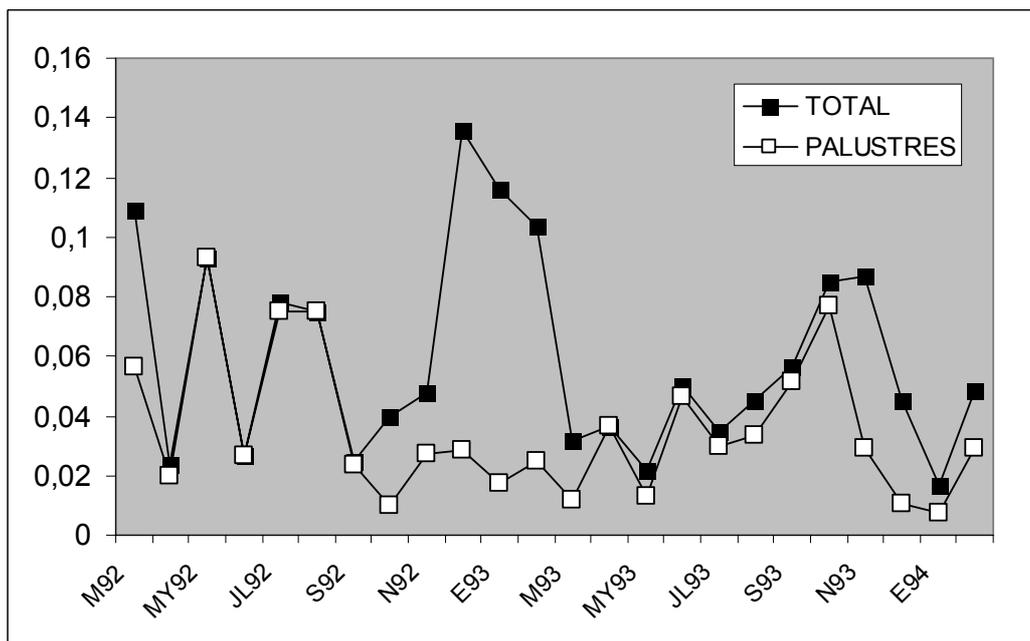


Figura 5.47. Evolución de la abundancia total de las especies palustres frente a la de toda la comunidad (individuos/hora x m² red) en los dos tipos de carrizal estudiados.

Tras la quema de septiembre de 1992, el periodo comprendido hasta el final del segundo ciclo anual estudiado (febrero 1994) representa una fase de recuperación de la altura del carrizo (fig. 5.45). Esta es rápida durante los dos primeros meses (hasta superar el metro de altura), y más lenta posteriormente (superando los 2,5 m al final del invierno de 1994). No obstante la abundancia de especies palustres declina después de noviembre de 1993, lo que resulta más difícil de explicar únicamente a la luz del crecimiento del carrizal.

La comparación de las curvas de abundancia de todas las especies y sólo las palustres en el carrizal denso (figura 5.47) deja clara la importante contribución de estas últimas a la abundancia total de la comunidad, salvo en el periodo que sigue a la quema, cuando debe producirse una *ocupación oportunista* por especies no palustres. Esto distorsiona el patrón del invierno 92-93 dificultando la interpretación de la disminución registrada el invierno siguiente (93-94).

5.3.3.2 Riqueza de especies.

La riqueza de especies en los dos hábitats (Figura 5.48), muestra picos coincidentes con los periodos invernales y de paso migratorio. Estos últimos son mas patentes en el carrizal denso que en el carrizal-saladar, donde el índice fluctúa más. La riqueza de especies fue mayor en el carrizal denso que en el carrizal-saladar en el segundo año; en este último la riqueza mostró la misma tendencia decreciente que la abundancia total hacia el final de la serie temporal.

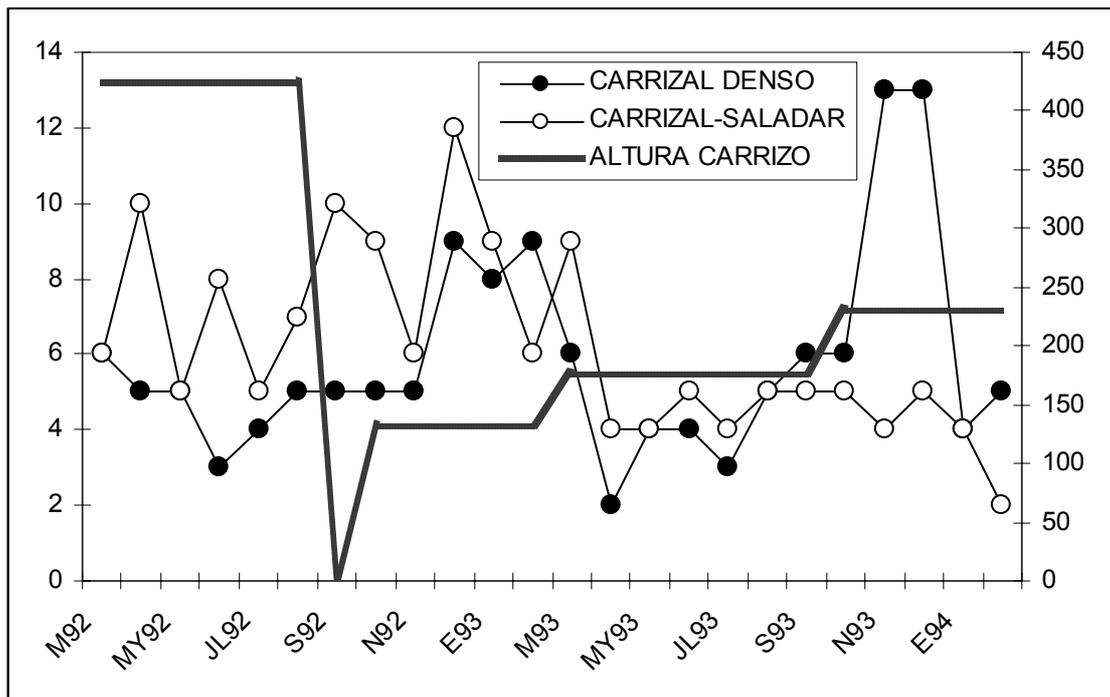


Figura 5.48. Evolución de la riqueza de especies en los dos hábitats (carrizales) estudiados.

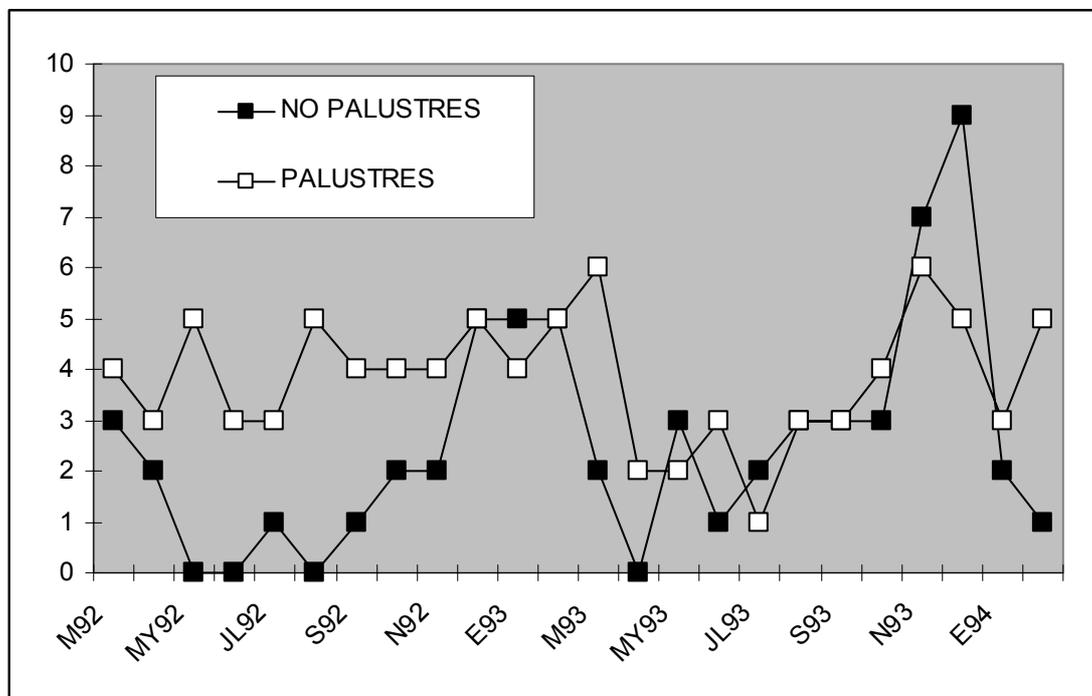


Figura 5.49. Evolución de la riqueza de especies palustres y no palustres en el carrizal denso.

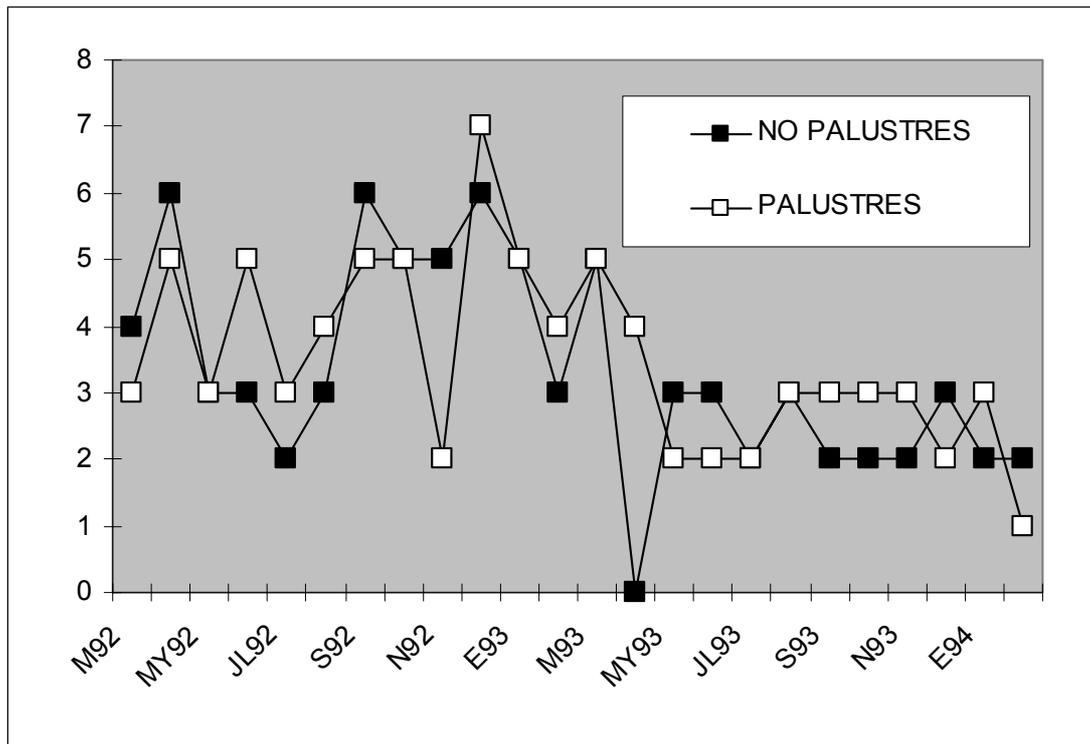


Figura 5.50. Variación de la riqueza de especies palustres y no palustres en el carrizal-saladar.

Comparando, dentro del carrizal denso, la variación de la riqueza de especies palustres y no palustres (Figura 5.49), se aprecia un aumento de la riqueza de especies no palustres a partir de la quema de septiembre, aunque este aumento invernal no parece necesariamente un producto de dicho tratamiento (el aumento invernal de la riqueza es característico, incluso más acusado en noviembre-diciembre de 1993). Mientras, la riqueza de especies palustres se mantiene constante en el invierno que sigue a la quema, pero disminuye en el periodo estival siguiente, quizá como consecuencia de una pérdida de calidad del hábitat para la reproducción. El patrón del carrizal-saladar es de una evolución casi paralela de la riqueza de ambos grupos, que coinciden en una disminución en el segundo ciclo anual (Figura 5.50).

5.3.3.3. Dominancia.

El índice de dominancia (figura 5.51) muestra fluctuaciones, que en el carrizal denso son más acusadas al final de la serie temporal estudiada, y en el carrizal-saladar al principio. Por lo general los valores mínimos del índice se dan en los pasos primaverales y otoñales (noviembre, marzo) y los máximos en el estío y el invierno. Al final del periodo, en el carrizal denso el mínimo absoluto del índice está desplazado hacia el invierno (diciembre 93). En cambio, en el carrizal-saladar la dominancia se incrementa gradualmente hacia el final del periodo estudiado, tendencia que podría estar en relación con la disminución de los índices de abundancia, riqueza y diversidad en este hábitat.

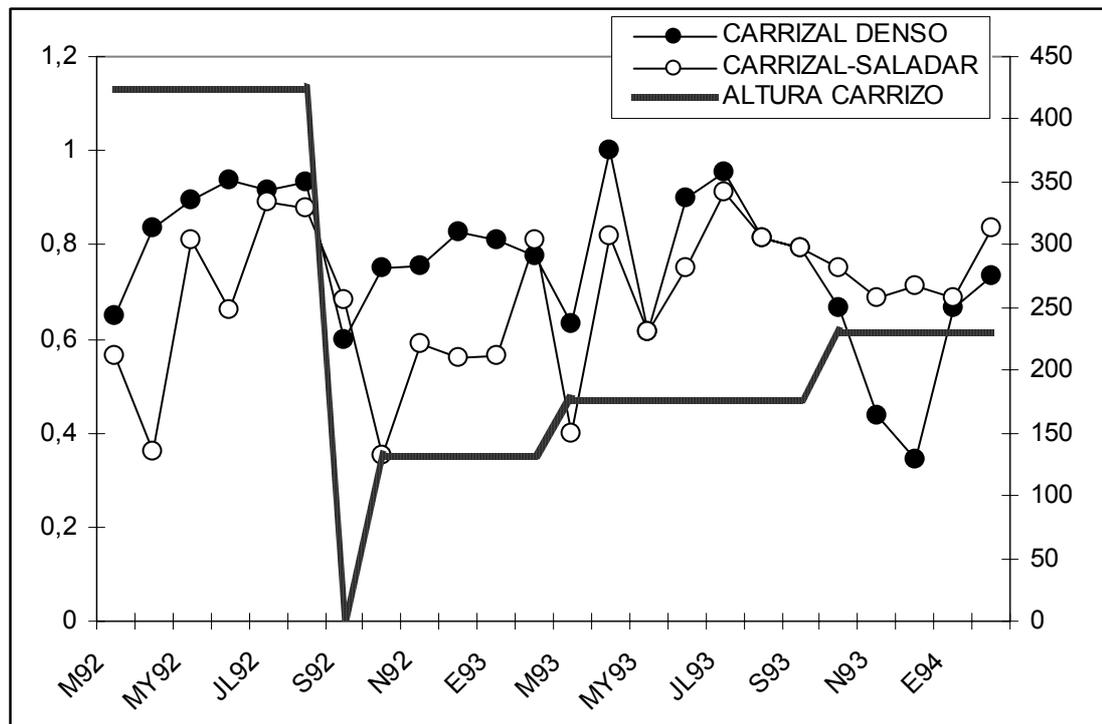


Figura 5.51. Evolución del índice de dominancia en los dos carrizales estudiados.

El índice de dominancia no parece muy sensible a la gestión del carrizal denso, que por otra parte se asemeja bastante al carrizal-saladar en lo que se refiere a la identidad dos primeras especies dominantes que intervienen en su cómputo. En ambos carrizales, entre abril y septiembre la primera especie dominante es casi invariablemente una especie palustre, normalmente *Acrocephalus scirpaceus*. El resto de meses suele dominar una especie no palustre que en la mayoría de los casos es *Phylloscopus collybita*. La segunda especie dominante suele ser otra especie palustre, predominando otros *Acrocephalus* o *Panurus biarmicus*. Sólo en noviembre y diciembre de 1993, en el carrizal denso, las dos especies dominantes son especies no palustres (*Sylvia atricapilla* y *Erithacus rubecula*, y *Serinus serinus* y *Sylvia atricapilla*, respectivamente).

5.3.3.4 Índices de diversidad.

WHITTAKER (1972) "segmentó" el concepto de diversidad en tres facetas: alfa, beta y gamma. La diversidad alfa es el número taxones diferentes (especies, géneros, familias) en una localidad definida por el investigador researcher (PRIMACK, 1993), Más comúnmente, la diversidad alfa se expresa como riqueza de especies, a escalas que van desde unidades de muestreo pequeñas hasta paisajes completos.

La diversidad beta es la medida en que cambia la composición de especies a lo largo de un gradiente ambiental (WHITTAKER, 1972), en nuestro caso un gradiente temporal. Por ejemplo, la diversidad beta es alta si la composición de especies de una comunidad cambia a altitudes crecientes conforme se asciende por una ladera, pero es baja si las mismas especies ocupan todo este continuo. La diversidad gamma, que no resulta de aplicación en el presente estudio, se interpreta bien como la tasa a la que se añaden especies incorporando nuevas localidades en un área geográfica, o como la suma de especies que se incorporan con un número creciente de unidades de muestreo, aproximándonos en cualquier caso al concepto de diversidad regional. WHITTAKER (1972) contemplaba la diversidad gamma como la suma de la diversidad alfa y beta. Desde que fueron introducidos por Whittaker, otros autores han añadido complejidad a la categorización e interpretación de estos tipos de diversidad (HARRISON *et al.*, 1992; OHMANN y SPIES, 1998; REY BENAYAS *et al.*, 1999).

Diversidad alfa.

La variación de la diversidad alfa, calculada según la expresión de Shannon y expresada en nats (MAGURRAN, 1989) en los dos hábitats estudiados, se representa en la figura 5.52.

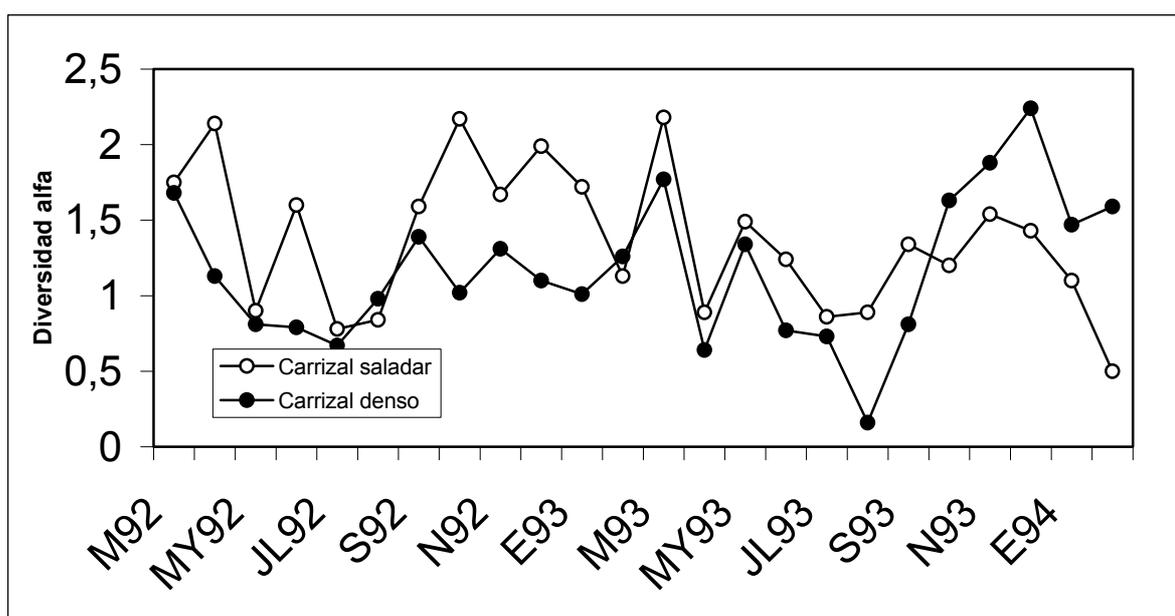


Figura 5.52. Evolución de la diversidad alfa en los dos hábitats.

En principio, existe un desfase en la fluctuación de éste índice, que se manifiesta inicialmente por la aparición de dos picos en el carrizal-saladar en abril y junio de 1992. El primero de ellos podría corresponder a máximos de especies en paso prenupcial temprano (abril) y paso prenupcial tardío (junio). Curiosamente estos picos no se manifiestan en el carrizal denso donde a lo largo de este periodo disminuye la diversidad, indicando que las especies migrantes no tienen influencia importante en el primer periodo en este hábitat, como por ejemplo *Locustella luscinioides* o *Acrocephalus schoenobaenus* que sí son importantes en paso prenupcial en el carrizal-saladar.

El segundo pico de diversidad podría estar relacionado con la adición a la comunidad estival del carrizal-saladar de especies palustres que podrían haber nidificado en este hábitat a principios de verano, como *Acrocephalus melanopogon*, o de especies sedentarias erráticas como *Panurus biarmicus*. Posteriormente se producen incrementos en la diversidad de especies en el carrizal-saladar en octubre y diciembre que se corresponderían con el paso postnupcial y la invernada. Estos incrementos son menos pronunciados y algo más adelantados en el carrizal denso, y se relacionarían con la presencia temprana de invernantes como *Sylvia atricapilla* o *Phylloscopus collybita*. Posteriormente los picos de diversidad se sincronizan en ambos hábitats con un patrón similar al del primer ciclo anual.

Resulta difícil detectar un efecto claro de la quema efectuada en el carrizal denso, sobre la diversidad de especies. No hay un descenso marcado del índice, que se mantiene relativamente estable durante los primeros meses de recuperación del carrizal (aunque con valores inferiores a los del carrizal-saladar), y posteriormente sigue una trayectoria muy semejante a la del hábitat no manejado (aunque con una caída excepcionalmente acusada en agosto de 1993). A medio plazo puede apreciarse, no obstante, una tendencia al aumento de la diversidad alfa en el carrizal denso durante la fase de recuperación (con valores máximos al final del periodo estudiado), mientras que la tendencia en el carrizal-saladar es a la disminución.

Diversidad beta.

La evolución de la diversidad beta (figura 5.53), utilizada aquí como expresión cuantitativa de similaridad (BLONDEL, 1986) entre pares de meses consecutivos (M92 indicaría el valor del índice calculado entre marzo y abril, y así sucesivamente), muestra varios picos que en el carrizal-saladar se sitúan en la primavera (marzo-abril) y otoño (noviembre-diciembre) del primer ciclo anual, mientras que en el carrizal denso el pico otoñal se adelanta a septiembre-octubre, coincidiendo con la intervención de manejo (quema). Ambos picos, por tanto, se encuentran desincronizados, lo cual explica el origen de los desfases que también se aprecian a nivel cualitativo (ver apartado 5.3.3.5). El segundo ciclo anual, en cambio, muestra una sincronía o paralelismo notable entre los dos tipos de hábitat, con fases cortas de rápida desorganización de las comunidades en el paso primaveral, y más dilatadas en la transición otoñal hacia la comunidad invernal.

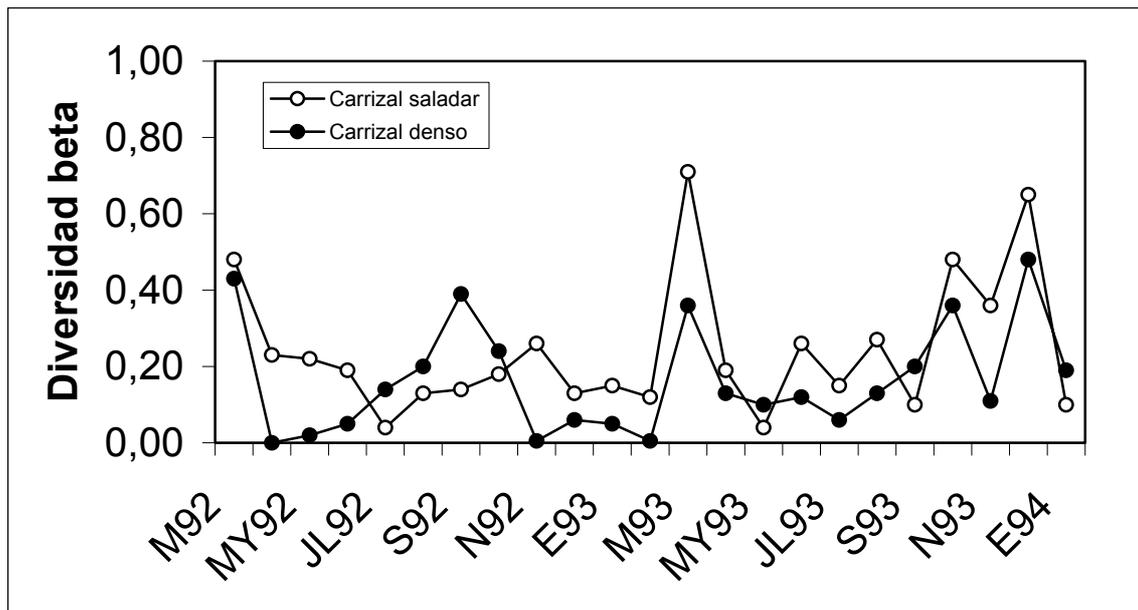


Figura 5.53. Evolución de la diversidad beta en los dos hábitats.

En general las fluctuaciones de este índice son más acusadas y los valores más altos en el carrizal-saladar, lo que podría interpretarse, *sensu* WHITTAKER, como una tendencia al incremento de la diversidad en el gradiente de "madurez" creciente que, en nuestra interpretación, va del carrizal manejado al no intervenido. Una excepción a esto es el par de meses septiembre-octubre 1992, cuando la drástica alteración de la estructura del carrizal denso coincide con una desorganización rápida, seguramente anticipada, de la comunidad palustre.

Similitud cualitativa.

La aplicación del índice de Czechanovski (MARGALEF, 1978) entre pares de meses consecutivos, nos permite apreciar de una forma más precisa cómo y cuando se producen los principales cambios estacionales de composición en las comunidades y de qué manera éstas evolucionan en los dos ciclos anuales consecutivos estudiados, complementando el anterior estudio de la diversidad beta intermensual. La similitud cualitativa se ha representado en la figura 5.54.

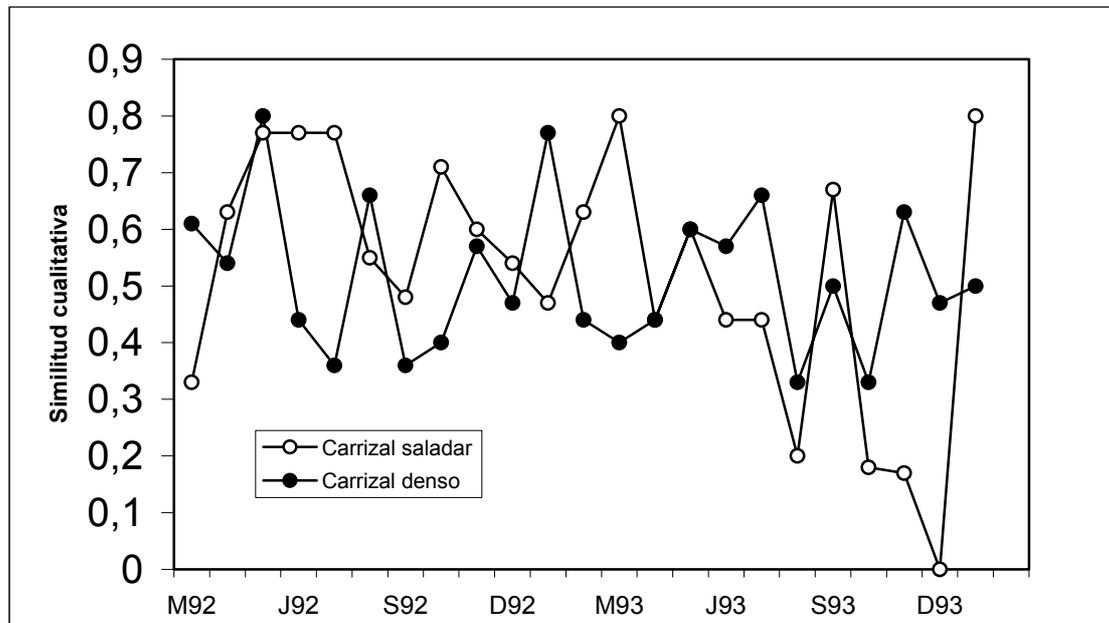


Figura 5.54. Evolución de la similitud cualitativa en los dos hábitats.

La similitud entre los meses que se pueden atribuir al periodo reproductor, detecta diferencias entre los dos carrizales, pero también dentro de ellos entre los dos ciclos. En el carrizal denso, en 1992, los meses de marzo a junio muestran una similitud cualitativa relativamente alta, sobre todo entre mayo y junio. Lo que se atribuye a la presencia temprana en este hábitat de especies típicamente estivales como *Acrocephalus arundinaceus* que inicia el ciclo reproductor antes que otras especies estivales. A su vez el paso migratorio otoñal se adelanta en este carrizal (agosto-septiembre) por la presencia de especies migradoras tempranas como *Locustella luscinioides* e invernantes tempranas como *Luscinia svecica*.

En el carrizal-saladar, la similitud entre meses estivales se prolonga desde abril hasta agosto, y especialmente entre mayo y este último mes, debido a la presencia de especies sedentarias de carácter constante en este hábitat. Esto parece estar en relación con el hecho de que aquí se retrase el paso migratorio otoñal (septiembre-octubre) por la permanencia de *Acrocephalus arundinaceus*.

En 1993 se observa una coincidencia en la cronología de la migración otoñal en ambos carrizales (alta similitud cualitativa entre septiembre-octubre), a diferencia de lo que sucedía en 1992, con valores de similitud más altos entre octubre y diciembre en el carrizal-saladar, y sólo entre estos dos últimos meses en el denso. En el periodo plenoinvernal sólo se detectan valores altos del índice de similitud entre enero y febrero de 1993 en el carrizal denso, y más tardíos (febrero-abril) en el carrizal-saladar. En la época estival se da una situación inversa a la de 1992, siendo en este caso el carrizal denso el que muestra un periodo más prolongado con

valores altos del índice, y relacionándose con el ya citado retraso de la migración otoñal, aunque en este caso el patrón es similar entre ambos carrizales.

Durante el invierno de 1993-94, en el carrizal denso, llama la atención especialmente la alta similitud de la comunidad entre noviembre y diciembre, a diferencia del periodo invernal anterior y del carrizal denso, donde los mayores valores del índice siempre son más tardíos (marzo-abril y enero-febrero).

Con carácter general, se observa que entre los valores de las dos curvas se da un desfase que resulta significativo a los dos meses (Correlación de Pearson, $r = 0,5565$; $p=0,0088$; g.l.=21). Este desfase entre hábitats en los periodos de mayor estabilidad en la composición de la comunidad, podría reflejar una dependencia del carrizal-saladar con respecto al carrizal denso. El índice de similaridad no parece resultar claramente afectado por la quema del carrizal denso, lo que sugiere que la composición cualitativa de la comunidad se ve menos alterada que la abundancia relativa de sus especies integrantes.

5.3.4 Gradientes de variación de las comunidades.

A la vista de que ambas comunidades difieren estructuralmente, como se desprende de la variación de los índices que describen su organización, y que algunos de estos índices también pueden verse afectados por la quema en el hábitat gestionado (durante uno de los ciclos anuales estudiados), en este apartado se intenta identificar los principales gradientes o ejes de variación espacial y temporal de las comunidades, y las relaciones que guardan las especies con ellos. La herramienta utilizada es el análisis indirecto de gradientes, en este caso una técnica de ordenación, el Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA; CALVO, 1992).

En general, los análisis de gradientes son técnicas diseñadas para analizar conjuntos de datos ecológicos que incluyen abundancias de especies y variables ambientales registradas en numerosos sitios (en nuestro caso, muestras). La idea de nicho ecológico proporciona una base conceptual y empírica para estas técnicas, de manera que cada especie es tratada como una unidad biológica diferenciada con requerimientos ecológicos particulares que se reflejan en la variación de su abundancia y distribución en el espacio y en el tiempo (BROWN, 1995).

La ordenación de las abundancias de las especies (abundancias relativas mensuales), frente a las variables explicativas (en nuestro caso mes, año y tipo de hábitat) presenta un valor de inercia total de 5.993, de la que un 22,9% resulta explicada por la variable mes, mientras que sólo un 4,18% es explicada por las variables año y tipo de hábitat.

La ordenación de las especies, considerando las variables años de estudio y localidades, da como resultado los ejes I y II (Figura 5.55) que representarían la variación interanual (eje I) y la variación entre hábitats (eje II), en las que se aprecia un grupo central definido de especies que constituirían la comunidad básica de carrizal, como *Acrocephalus scirpaceus*, *Acrocephalus arundinaceus*, *Acrocephalus melanopogon*, *Panurus biarmicus*, *Cettia cetti* y *Luscinia svecica*, la cual es independiente del año de estudio y del tipo de hábitat.

Estos resultados permiten relacionar especies ocasionales que estuvieron fuertemente asociadas al primer ciclo anual (1992-93) como *Anthus pratensis* y *Lanius meridionalis* (*excubitor* en la figura), o fuertemente asociadas al segundo año de estudio (1993-94) como *Passer domesticus*, *Fringilla coelebs*, *Carduelis carduelis* y *Turdus philomelos*.

El carrizal-saladar (Localidad 1) presenta especies como *Cisticola juncidis* y *Sylvia undata* que parecen estar estrechamente relacionadas con esta localidad, siendo por tanto típicas del carrizal-saladar. Taxones como *Lanius meridionalis* o *Anthus pratensis* estarían fuertemente relacionados con la localidad 2 (carrizal denso). La aparición de estas dos especies propias de hábitats abiertos en el invierno de 1993 (y su ausencia posterior) parece responder a la baja cobertura del carrizal en esa época que sigue a la quema otoñal.

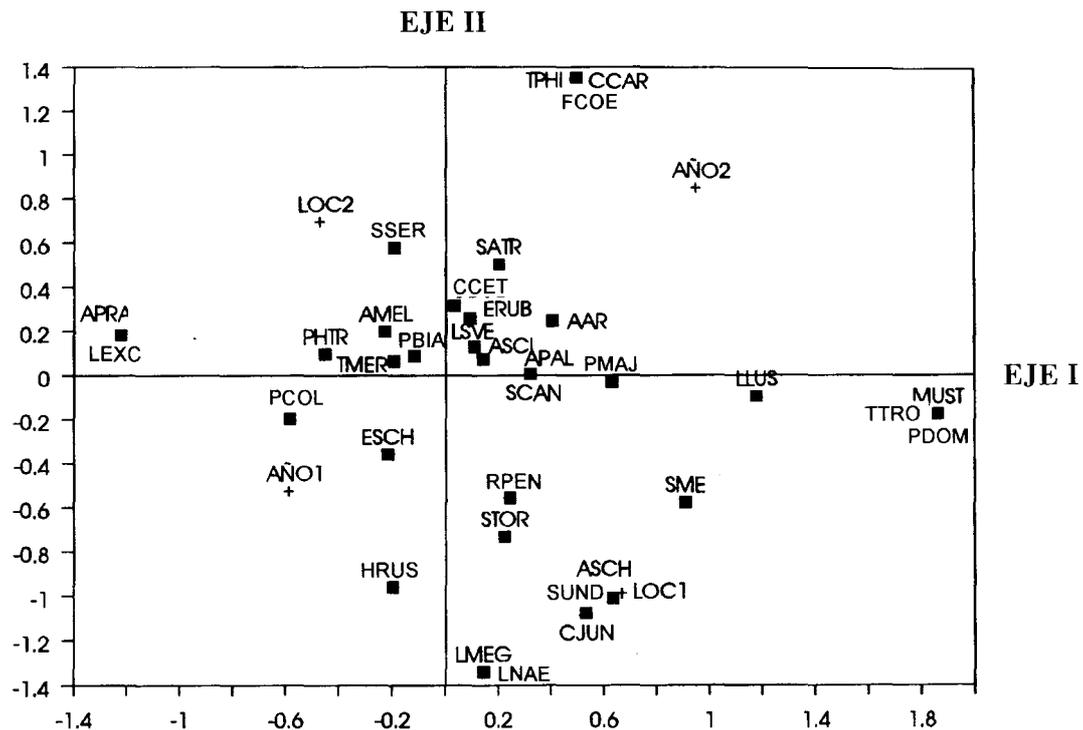


Figura 5.55. Diagrama de ordenación de las especies, con respecto a las variables ambientales (explicativas) "año" y "tipo de hábitat" (localidad). AÑO 1= Marzo 1992-Febrero 1993, AÑO 2= Marzo 1993-Febrero 1994; LOC1 = Carrizal-saladar; LOC2 = Carrizal denso.

El carrizal denso se corresponde por lo tanto con la comunidad tipo de este tipo de formaciones, cuyas especies dominantes no son exclusivas, diferenciándose en cambio por especies que son ocasionales en este hábitat como los Fringílidos. Por su parte, el carrizal-saladar sí presenta especies exclusivas como *Sylvia undata*. También son características de este hábitat otras especies no palustres como *Saxicola torquata*, *Sylvia melanocephala* o *Cisticola juncidis*, y entre las palustres destaca como hábitat de los migrantes *Acrocephalus schoenobaenus* y *Locustella naevia*, que habría que asociar a etapas de carrizal maduro (no gestionado) y no inundado. De estas dos especies no obstante hay que destacar su desaparición de este hábitat en el segundo ciclo anual estudiado, que podría guardar relación a su vez con las condiciones meteorológicas menos favorables imperantes en este periodo.

En cuanto a la ordenación de las especies, considerando el mes del ciclo anual como variable explicativa (Figura 5.56), determina dos ejes que absorben la mayor parte de la inercia (22,9%). El primer eje representa una fuerte segregación entre comunidades típicamente estivales, en el extremo izquierdo y comunidades invernantes, en el extremo derecho, existiendo un grupo central intermedio al que podría asignarse estatus sedentario. El segundo eje representa una gradación desde las especies propias de las fases estables durante el ciclo (plenoinvernales o plenoestivales) y especies más temporales, muy dominantes en los pasos migratorios. Dentro de las plenoinvernales, cuyos meses se centran particularmente en diciembre, enero y febrero, como meses más

segregados, encontramos representantes típicos como *Anthus pratensis* o *Phylloscopus collybita*. Dentro de los meses estivales (abril-junio) estarían asociadas especies muy típicas como *Acrocephalus arundinaceus* o *Acrocephalus scirpaceus*. En las partes centrales encontraríamos especies ocasionales o presentes en migración como *Acrocephalus schoenobaenus* o *Phylloscopus trochilus*.

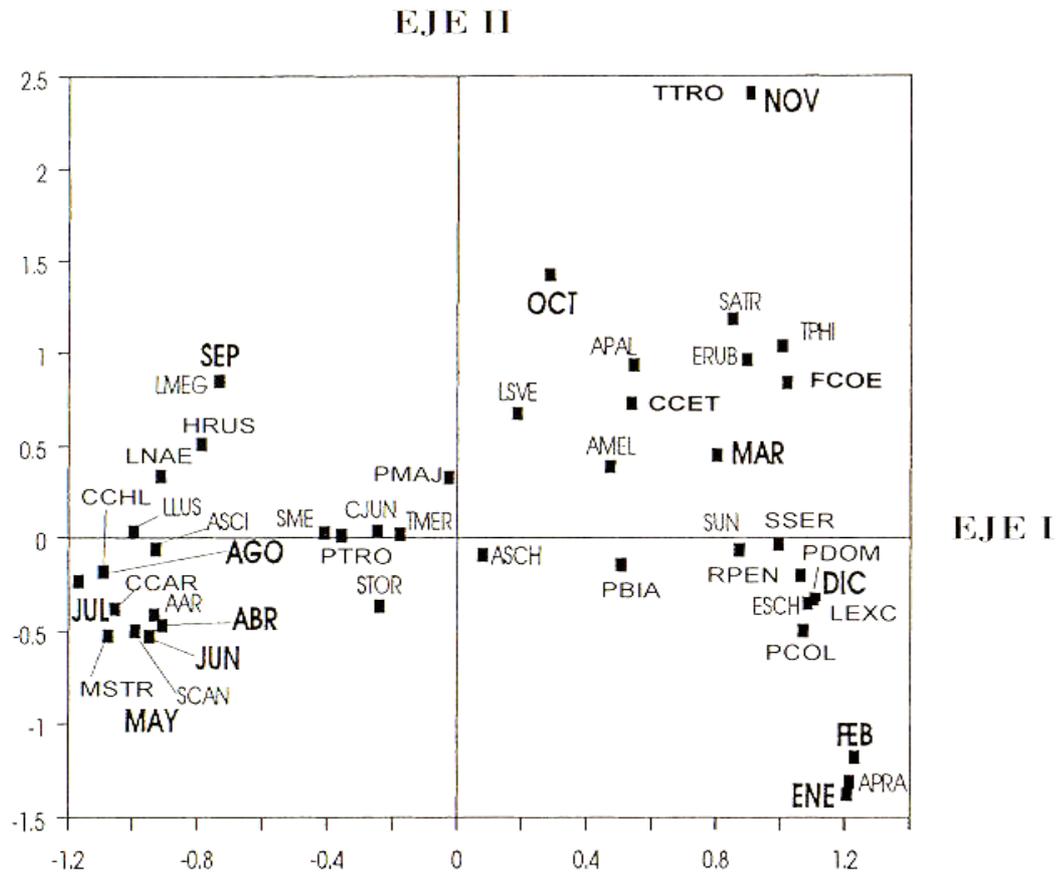


Figura 5.56. Diagrama de ordenación del CCA de las especies, con respecto a las variables "mes".

5.3.5 Comparación con otras comunidades palustres.

La comparación de las comunidades de distintos ecosistemas palustres de la Península Ibérica y zonas cercanas (véase tabla 5.2), revela las diferencias en cuanto a riqueza de especies y a las que ejercen la dominancia en distintos periodos.

Habitat	Riqueza a media	rango de especies	Especie dominante		Referencia
			Verano	Invierno	
Carrizales litorales (Sureste España)	4,2	8-16	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	<i>Cettia cetti</i>	PARACUELLOS (1996 y 1997)
Cañaverales (Sureste España)	5,5	14-17	<i>Hirundo rustica</i>	<i>Sylvia melanocephala</i>	PARACUELLOS (1997)
Carrizales interiores (Suroeste España)	8,2	2-16	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	<i>Sylvia atricapilla</i>	TORRES <i>et al</i> (1983)
Carrizales-saladares (PNEF)	9,9	5-16	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	<i>Phylloscopus collybita</i>	PEIRÓ y ESTEVE (2001)
Carrizales densos (PNEF)	8,9	7-14	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	<i>Phylloscopus collybita</i>	PEIRÓ y ESTEVE (2001)
Carrizales interiores (Centro España)	10,9	8-16	<i>Alauda arvensis</i>	<i>Sturnus unicolor</i>	ALONSO y LÁZARO (1989)
Carrizales interiores (Centro España)	9,0	4-16	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	<i>Emberiza schoeniclus</i>	POMARES y FAJARDO (2002)
Saladares litorales (Sureste España)	13,2	8-22	<i>Hirundo rustica</i>	<i>Calandrella rufescens</i>	PARACUELLOS, (1994)
Marismas costeras (Oeste de Francia)	14,9	9-14	<i>Alauda arvensis</i>	<i>Anthus pratensis</i>	TAILLANDIER <i>et al.</i> (1985)
Carrizales interiores (Centro España)	15,8	4-31	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	<i>Emberiza schoeniclus</i>	VILLARÁN (2000)
Marismas costeras (Norte España)	23,9	12-28	<i>Motacilla alba</i>	<i>Anthus pratensis</i>	GRANDÍO y BELZUNCE (1990)
Campiñas costeras (Norte de España)	25,4	21-30	<i>Motacilla flava</i>	<i>Anthus pratensis</i>	GALARZA, (1987)
Carrizales costeros (NE de España)	7,3	7-8	<i>Cisticola juncidis</i>	<i>Cettia cetti</i>	RIVAES <i>et al</i> (1998) y VILALTA <i>et al</i> (1998)

Tabla 5.2. Comparación de las características de comunidades de Passeriformes de distintos ecosistemas palustres

La riqueza específica media suele oscilar entre 4,2 especies/mes en comunidades de carrizales litorales del sureste ibérico (PARACUELLOS, 1996 y 1997) y 25,4 especies/mes en campiñas costeras litorales del norte de España (GALARZA, 1987).

Los carrizales estudiados se sitúan en una posición intermedia entre los ecosistemas más pobres en especies y los más ricos, con algo menos de la mitad de la riqueza máxima. En los sistemas geográficamente más próximos (sureste de España, incluido el PNEF), los hábitats que incluyen formaciones de saladar pueden llegar a ser más ricos (más acusado en los saladares puros), lo que sugiere que la mayor heterogeneidad vertical y horizontal de estas formaciones permite que se incorporen otras especies junto con las estrictamente palustres. En general, no obstante, éstas son las que dominan en la comunidad estival. En las marismas y campiñas costeras más norteñas, la dominancia de especies propias de terrenos abiertos (aláudidos, motacílidos), sugiere que la riqueza de especies es producto de una mayor heterogeneidad horizontal.

5.4 Discusión.

En este capítulo ha analizado la composición y estructura de las comunidades de aves en hábitats palustres, poco estudiadas tradicionalmente en España, a diferencia de otras comunidades ibéricas como las forestales, tratadas ampliamente desde finales de la década de los 70 (HERRERA y SORIGUER, 1977; HERRERA, 1978; CARRASCAL, 1983; COSTA, 1984 y 1993; ZAMORA y CAMACHO, 1984 a y b; OBESO, 1987), y de forma similar a las comunidades de otros medios de gran importancia para la conservación de aves en la Península Ibérica como las de estepas (HERNÁNDEZ GIL *et al.*, 1995; REY *et al.*, 1992) y riberas fluviales (GAINZIARAIN, 1990; ESTRADA, 2000).

En España, las comunidades de Passeriformes palustres han recibido atención más recientemente (por ejemplo, GALARZA, 1981; TORRES *et al.*, 1983; ALONSO y LÁZARO, 1988; GRANDÍO y BELZUNCE, 1990, PARACUELLOS, 1994, 1996 y 1997) que en el resto de Europa (GLUE, 1971; GREENHALGH, 1971; BUSCHE, 1983; TAILLANDIER, 1985; VAN DER HUT, 1986). La mayoría de estudios realizados sobre ellas utilizan las observaciones sistemáticas como método de estima de la abundancia, salvo algunos que emplean el trampeo estandarizado con redes japonesas (por ejemplo, TORRES *et al.*, 1983; VILLARÁN, 2000), el mismo método aquí utilizado.

Las capturas mensuales estandarizadas durante dos ciclos anuales completos, permiten describir la fenología individual de las especies, la evolución de distintos índices de composición y estructura de las comunidades en dos hábitats próximos, y realizar un análisis de gradientes mediante técnicas de ordenación (CCA). De todo ello es posible extraer directrices para la gestión de los hábitats estudiados, basadas en las tendencias de variación observadas.

De la ordenación de las especies estudiadas se desprende que, que a pesar de la proximidad entre ambos carrizales, su composición cualitativa y cuantitativa permite identificar dos comunidades claramente definidas en el marco de la dinámica del carrizal, desde condiciones terrestres con escasas perturbaciones (carrizal-saladar), en las cuales la profundidad del nivel freático y el encharcamiento infrecuente limitan la dominancia de *Phragmites* (ASAEDA *et al.*, 2003), hasta etapas más húmedas, con fuerte crecimiento del carrizal y en las que los procesos de invasión por plantas halófitas no llegan a producirse debido al encharcamiento permanente (GRAVELAND, 1998) y a las intervenciones de manejo ejercidas sobre las masas de *Phragmites* (AILSTOCK *et al.*, 2001). No obstante, tampoco puede descartarse una tendencia del carrizal a la colonización de las formaciones halófilas, a favor del abandono de usos agrícolas y ganaderos y del incremento del drenaje agrícola hacia el humedal. En cada uno de los extremos del gradiente se ven favorecidas determinadas especies que, incluso dentro de las palustres, llegan a tener un marcado carácter diferenciador, como *Acrocephalus schoenobaenus* y *Locustella naevia* con respecto al carrizal-saladar. Estas especies de requerimientos diferenciados –frente a las que dominan en formaciones monoespecíficas inundadas–, suelen caracterizar carrizales predominantemente terrestres, estructuralmente más heterogéneos (TOMOVČÍK, 1999), segregándose de las primeras a lo largo de gradientes de humedad (SURMACKI, 2005).

Como se ha observado en otros trabajos, los hábitats más intensamente gestionados suelen estar dominados por las especies más comunes conformando comunidades de menor diversidad (MARTÍNEZ-VILALTA *et al.*, 2002), y en ocasiones de menor abundancia (POULIN y LEFEBVRE, 2002), al no satisfacer los requerimientos de las especies más sensibles al manejo. No obstante, los efectos de la gestión mediante quema pueden variar considerablemente dependiendo de su intensidad, frecuencia, y de la situación previa del hábitat (LOPEZ y TORRES-PINHEIRO, 2000), y de la respuesta particular de las especies consideradas (BALDI y MOSKAT, 1995; ORLOWSKI y SEK, 2005; TRNKA y PROKOP, 2006). En cualquier caso, más que una adecuación del calendario de gestión a los requerimientos de las aves (por ejemplo, bianualización de las cortas o quemas), la gestión en mosaico espacial emerge como la alternativa más adecuada (POULIN y LEFEBVRE, 2002).

En etapas intermedias, donde el manejo es menos acusado se presenta un estado de transición donde se mezclan ambas influencias, con lo que cabe esperar comunidades mixtas, bien por proximidad entre ambas áreas o bien por efectos de grado de humedad edáfica y crecimiento de matorral (HELLINGS y GALLAGHER, 1992). El desfase temporal que se observa en el índice de similaridad indica que podría existir algún tipo de dependencia entre los dos hábitats estudiados. En cualquier caso, habría que estudiar con mayor detalle la dinámica de expansión de *Phragmites* (GÜSEWELL *et al.*, 2000) para conocer el papel de estos hábitats para los Passeriformes en todo el gradiente sucesional acuático-terrestre.

La estructura de las comunidades en estos ecosistemas palustres, muestra como regla general etapas de alta similaridad cualitativa, que generalmente tienen lugar en invierno y durante el estío, mientras que las etapas de alto reemplazamiento de especies se dan en épocas de paso migratorio otoñal o primaveral. Las comunidades de medios palustres ibéricos vienen a estar caracterizadas por una alta dominancia de migrantes transaharianos nidificantes en verano, y valores generalmente bajos de abundancia total, riqueza y diversidad (PARACUELLOS, 2001). En cambio, en invierno se registran valores más altos de estos índices, que están relacionados con la presencia de especies no palustres y pertenecientes a un espectro trófico más amplio. Ambientes como el PNEF muestran una relativa constancia en el suministro de ciertas presas como los quironómidos (TORRES-PINHEIRO, 2000; FUENTES, 2005; LÓPEZ-IBORRA *et al.*, 2005), como consecuencia de la termicidad del ambiente (PARACUELLOS, 1994; 2001), que permite que este humedal soporte densidades comparativamente muy altas de aves insectívoras (LÓPEZ-IBORRA *et al.*, 2005). Pero además, la dominancia estival absoluta de insectívoros (aéreos y terrestres) en el espectro trófico, se relaja en el periodo invernal frente a granívoros y omnívoros (PARACUELLOS, 2001), algo que también se ha observado en el PNEF (PEIRÓ y ESTEVE, 2001). En consecuencia, los momentos críticos para el desarrollo de las comunidades son con mayor probabilidad los periodos de estrés hídrico, tanto el periodo estival como, a una escala plurianual, los periodos de sequía.

Las especies dominantes en verano suelen ser mayoritariamente especies palustres muy adaptadas a estos medios como *Acrocephalus scirpaceus* (TORRES *et al.*, 1983; PARACUELLOS, 1996 y 1997, VILLARÁN, 2000), mientras que en invierno la variedad de especies dominantes suele ser mayor, desde Aláudidos, por ejemplo *Calandrella rufescens* en medios hipersalinos (PARACUELLOS, 1994), hasta especies de Sílvidos procedentes de matorrales mediterráneos. Ejemplo de estos últimos son las Currucas Cabecinegras (*Sylvia melanocephala*), que se desplazan desde estos matorrales hacia los cañaverales almerienses de *Arundo donax* (PARACUELLOS, 1997), o las Currucas Capirotadas (*Sylvia atricapilla*) que aparecen en carrizales de la Laguna del Zóñar (TORRES *et al.*, 1983). Las especies de carácter biogeográfico más eurosiberiano como *Anthus pratensis* tienden a dominar áreas de marisma y campiña en el Norte de España en invierno (GRANDÍO y BELZUNCE, 1990).

En carrizales del centro de España, VILLARÁN (2000) y DE LA PUENTE *et al.* (2003) trampean mayoritariamente al Escribano Palustre (*Emberiza schoeniclus*) en invierno, mientras que en carrizales de El Fondo la dominancia es ejercida en este periodo por *Phylloscopus collybita* (PEIRÓ y ESTEVE, 2001). La gran disponibilidad de recursos de invertebrados en invierno en El Fondo, mayoritariamente Dípteros (TORRES-PINHEIRO, 2000; FUENTES, 2005), ofrece una base alimentaria importante para esta especie de Passeriforme. En cambio, la alimentación invernal de *Emberiza schoeniclus* en el centro de España recae sobre las semillas de carrizo, lo que concuerda con el cambio hacia una dieta granívora en este periodo (ATIENZA y COPETE, 2004), desde una alimentación estival insectívora.

El Escribano Palustre se extinguió del PNEF como reproductor a finales la década de 1980 (NAVARRO, 1988), lo que podría relacionarse con

un deterioro de la estructura del hábitat o de la disponibilidad de alimento. Se trata por un lado de una especie con requerimientos diferenciados de hábitat (POULIN *et al.*, 2002), que nidifica en masegares y carrizales de altura moderada, poco o nada inundados (ATIENZA y COPETE, 2004) e inverna en carrizales poco densos (ATIENZA, 2004). En este contexto no resulta extraño que su internada en el PNEF sea más importante en el carrizal-saladar, siendo también destacable que aumente su abundancia en el carrizal denso en el invierno siguiente a su quemado. Su dependencia de semillas de plantas arvenses y de insectos para alimentar a sus pollos hace que esta especie se vea afectada por la intensificación agrícola: el aumento del uso de insecticidas y herbicidas y la eliminación de plantas arvenses son las principales causas de su disminución como nidificante (ATIENZA y COPETE, 2004), causas que podrían también haber operado en el PNEF.

La comparación con otros humedales ayuda a interpretar los factores (biogeográficos, paisajísticos, ecológicos...) que determinan la composición y estructura de las comunidades del PNEF. En carrizales del NE de España (Delta del Ebro), los datos de la comunidad nidificante obtenidos a través de censos de machos territoriales (VILALTA *et al.*, 1998) y capturas para anillamiento (RIVAES *et al.*, 1998), indican que las comunidades palustres nidificantes están dominadas numéricamente por *Cisticola juncidis* (entre 190-397 parejas reproductoras), seguido por *Acrocephalus scirpaceus* (107-137 parejas). La dominancia de la segunda especie coincide con lo observado en el PNEF, no así la primera que indica el predominio de formaciones herbáceas y palustres de menor altura (juncales, pastizales húmedos, carrizales bajo), escasos en el área de estudio y en el conjunto del PNEF (FUENTES, 2005). La comunidad invernante del Delta reparte su dominancia, según los anillamientos realizados en este humedal, entre dos especies: *Cettia cetti* y *Phylloscopus collybita* (RIVAES *et al.*, 1998). También en este caso es la segunda especie dominante la que coincide con la primera del PNEF.

Los carrizales del PNEF se sitúan, por tanto, en una posición intermedia en el rango de riqueza de especies de distintos ecosistemas palustres ibéricos (Tabla 5.2). En el sureste, los hábitats que incluyen formaciones de saladar son comparativamente más ricos en especies, lo que indica que la mayor heterogeneidad horizontal y vertical proporciona nichos explotables por especies distintas a las estrictamente palustres (CODY, 1975; GREGORY *et al.*, 1991; RICKLEFS y SLUTER, 1993). En cambio, los medios palustres con amplias extensiones de juncales halófilos (estructura vegetal también relativamente simple), presentan comunidades de riqueza similar o incluso inferior a los carrizales del sureste. En las marismas y campiñas costeras más norteñas, la dominancia de especies propias de terrenos abiertos (aláudidos, motacílidos), sugiere que la riqueza de especies es producto de una mayor heterogeneidad horizontal.

La comparación de las comunidades del PNEF con las de otros humedales ibéricos afines muestra similitudes y diferencias en cuanto a la estructuración espacial (meso- y microhábitat), que explican su diferenciación de las comunidades de sistemas palustres más norteños, no dominados por *Phragmites*, y de las comunidades de *Arundo donax* en latitudes equivalentes (PARACUELLOS, 2001), probablemente por razones de carácter trófico (HERRERA y DUDLEY, 2003). Pero también existen

importantes diferencias internas en el plano temporal, con una prevalencia de la estacionalidad en la organización de las comunidades, de manera que éstas se asemejan más entre sí en una misma época, que un mismo carrizal en diferentes estaciones, siendo las comunidades estivales más similares internamente que las invernales (PEIRÓ y ESTEVE, 2001).

En este contexto, las especies constantes constituyen el rasgo diferenciador entre el carrizal-saladar y carrizal denso, tanto por su diferente composición taxonómica, como por su estatus fenológico y su peso en la estructura de la comunidad. Las especies constantes en el carrizal-saladar son propias de matorrales, no típicas de carrizal, y no dominantes; mientras que en el carrizal denso las especies constantes son mayoritariamente especies palustres típicas. De hecho la riqueza de especies palustres y no palustres es muy similar en el carrizal-saladar, mostrando una tendencia común a disminuir hacia el final del periodo de estudio, probablemente como resultado de la variabilidad pluviométrica y su efecto sobre la productividad local, característico de los climas mediterráneos (HERRERA, 1980; MOONEY, 1981; SORIGUER, 1981; OLEA et al., 1991). En el hábitat manejado, en cambio, la riqueza de especies no palustres no parece verse afectada, y la de especies palustres sólo aparentemente en el segundo verano de los dos estudiados (quizá por una insuficiente recuperación de la altura del carrizo). A largo plazo, no obstante, una gestión intensiva podría conducir a una comunidad de baja diversidad por la dominancia de las especies beneficiadas (LÓPEZ y TORRES-PINHEIRO, 2000; MARTÍNEZ-VILALTA et al., 2002; ORLOWSKI y SEK, 2005).

La variación de los parámetros ecológicos, en particular la diversidad intra e intermensual, muestra periodos de alto y rápido recambio, que suele darse en primavera, y de recambio más gradual que suele darse en otoño. Al margen de las diferencias en la composición y estructura de la comunidad que pueden atribuirse a las características intrínsecas de cada hábitat, el efecto de la gestión sobre el carrizal denso se manifiesta en cambios que afectan a algunos, pero no todos, los índices analizados. A corto plazo (en el segundo periodo invernal), la riqueza de especies aumenta (aunque no la de especies palustres), y la dominancia disminuye (aunque las especies dominantes son especies no palustres), pero la abundancia total no se ve afectada (sólo aumenta transitoriamente la de especies no palustres). La diversidad alfa es mínima justo un año después de la quema (aunque sufre un rápido incremento posterior). En lo que a la composición cualitativa se refiere, la comunidad de este hábitat resulta poco sensible al manejo, pero cuantitativamente se producen efectos que pueden resultar relevantes para ciertas especies, normalmente las menos comunes.

Aunque a corto plazo algunos índices estructurales experimentan una evolución positiva, a largo plazo estos efectos pueden conducir a una homogeneización de la comunidad reproductora de aves paludícolas. Estudios comparativos revelan una importancia relativamente baja del PNEF, por la densidad de algunas especies, como *Locustella luscinoides* y *Acrocephalus melanopogon* (CASTANY y LÓPEZ, 2000). Esta última se ha considerado sensible a las quemadas, aunque en los dos ciclos estudiados mantiene su presencia en el carrizal denso, aún después de este tratamiento. Otras especies en cambio han dejado de reproducirse en el

Parque (*Emberiza schoeniclus*, *L. luscinioides*; NAVARRO, 1988; PEIRÓ *et al.*, 2005). Por tanto, estas especies han de ser objeto de una atención específica. También el carrizal-saladar, hábitat preferido durante los dos ciclos estudiados, de algunas especies de particular interés, como *Locustella luscinioides*, *Acrocephalus schoenobaenus* y *Emberiza schoeniclus*, merece una atención específica. Esto implica que la gestión ha de combinar una aproximación de "grano grueso" (*coarse filter*, según NOSS, 1987), que garantice la conservación de todos los tipos principales de hábitat; y otra de "grano fino" (*fine filter*), que procure satisfacer los requerimientos de las especies más exigentes (especialistas ecológicas, raras, geográficamente restringidas, en declive), o al menos de "fitro medio" (*mesofilter*), apropiada para ecosistemas gestionados, en los que se conservan elementos o procesos a los que se subordina dicha biodiversidad (HUNTER, 2005).

Todo ello plantea un panorama complejo de gestión, ya que los requerimientos (y respuestas) variadas de las especies exigen mantener un mosaico heterogéneo de hábitats que no se ve favorecido por una gestión tradicional (quema o corta sistemática de grandes extensiones). La interpretación de los carrizales estudiados dentro de un gradiente de madurez probablemente ha de ser reconsiderada para contemplar la dinámica del carrizo tanto en su expansión hacia el medio acuático como hacia el terrestre, valorando así mismo sus relaciones con otras formaciones como el saladar (matorral halófilo) y los medios agrícolas circundantes (GÜSEWELL *et al.*, 2000). Es fundamental considerar el efecto de la matriz paisajística en la selección de hábitat por los Passeriformes palustres, que resulta especialmente importante en paisajes fragmentados en los que sus hábitats característicos tienen un carácter marginal o residual (SURMACKI, 2005).

Bibliografía.

- AILSTOCK, M.S., NORMAN, C.M y BUSHMANN, P.J. 2001. Common reed *Phragmites australis*: control and effects upon biodiversity in freshwater nontidal wetlands. *Restoration Ecology*, 9: 49-59.
- ALERSTAM, T. 1990. *Bird migration*. Cambridge University Press. Cambridge.
- ALLOUCHE, L., DERVIEUX, A., LESPINASSE, P y TAMISIER, A. 1989. Sélection de l'habitat diurne par trois espèces d'oiseaux d'eau herbivores hivernant en Camargue (France). *Acta Oecologica*, 10 : 197-212.
- ALONSO, J.A. y LAZARO, A.H. 1989. La comunidad ornítica de la laguna de Santiz (Valdepolo, León). Parámetros ecológicos. *Oxyura*, 5: 61-82.
- ASAEDA, T., MANATUNGE, J., FUJINO, T y SOVIRA, D. 2003. Effects of salinity and cutting on the development of *Phragmites australis*. *Wetlands Ecology and Management*, 11: 127-140.
- ATIENZA, J.C. 2004. Escribano Palustre Norteño. En: MADROÑO, A., GONZÁLEZ, G. y ATIENZA, J.C. (Eds.) Libro Rojo de las Aves de España. Ministerio de Medio Ambiente-SEO/Birdlife: 379-380.
- ATIENZA, J.C. y COPETE, J.L. 2004. Escribano Palustre Iberoriental/Escribano Palustre Iberoccidental. En: MADROÑO, A., GONZÁLEZ, G. y ATIENZA, J.C. (Eds.) Libro Rojo de las Aves de España. Ministerio de Medio Ambiente-SEO/Birdlife: 378-379.
- BACCETTI, N. 1985. The vertical distribution of three passerine birds in a marshland of Central Italy. *Ringing & Migration*, 6: 93-96.
- BAIRLEIN, F. 1983. Habitat selection and associations of species in European Passerine birds during southward post-breeding migrations. *Ornis Scandinavica*, 14: 239-245.
- BAIRLEIN, F. 1985. Body mass and fat deposition of Palaearctic passerine migrants in the central Sahara. *Oecologia*, 66: 141-146.
- BAIRLEIN, F. 2003. The study of bird migrations- some future perspectives. *Bird Study*, 50: 243-253.
- BALDI, A. y MOSKAT, C. 1995. Effect of reed burning and cutting on breeding bird communities. En: BISSONETTE, J. A. y KRAUSMAN P. R. (Eds.). *Integrating people and wildlife for sustainable future*. The Wildlife Society, Bethesda : 637-642.

- BERNIS, F. 1966. *Migración en aves: tratado teórico y práctico*. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- BERMEJO, A. 2004. *Migratología, estructura y dinámica poblacional de Passeriformes asociados a vegetación de ribera*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- BERMEJO, A y DE LA PUENTE, J. 2004. Wintering and Migration of Bluethroat *Luscinia svecica* in Central Spain. *Ardeola*, 51: 285-296.
- BLONDEL, J. 1986. *Biogeografía y ecología*. Ed. Academia. Leon.
- BROWN, J.H. 1995. *Macroecology*. Chicago: University of Chicago.
- BUSCHE, G. 1983. Vogelbestände der altmarsh Schleswig-Holsteins in Jahreslauf. *J. Orn.*, 124: 415-430.
- CALVO, J.F. 1992. *Técnicas de Ordenación en Ecología: Síntesis teórica, aplicaciones y tendencias*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- CASTANY, J. 2004. *El Carricerín real (Acrocephalus melanopogon) en el PN del Prat de Cabanes-Torreblanca*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
- CASTANY, J. y LÓPEZ, G. 2000. Comparación de las comunidades de Passeriformes palustres nidificantes en zonas húmedas del Mediterráneo. En: CARBONELL, R. y JULIÁ, M. (Eds.). *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas*. SEO/Birdlife, Madrid: 183-185.
- CODY, M. L. 1975. Toward a theory of continental species diversities: bird distributions over Mediterranean habitat gradients. En: CODY M. L. y DIAMOND, J. M. (Eds.) *The ecology and evolution of communities*. Harvard Univ. Press, Cambridge, Massachusetts: 214-257
- CODY, M.L. 1978. Habitat selection and interspecific territoriality among sylviid warblers of England and Sweden. *Ecological Monographs*, 1978: 351-396.
- CODY, M. 1985. Habitat selection in the Sylviine warblers of Western Europe and North Africa. En M.L.CODY (Ed): *Habitat selection in Birds*. pp 85-129. London. Academic Press.
- CARRASCAL, L.M. 1984. Organización de la comunidad de aves de los bosques de *Pinus sylvestris* de Europa en sus límites latitudinales de distribución. *Ardeola*, 31: 91-101.
- COSTA, L. 1984. Composición de las comunidad de aves en pinares del Parque Nacional de Doñana (Suroeste de España). *Doñana, Acta Vertebrata*, 11: 151-183.
- COSTA, L. 1993. Evolución estacional de la avifauna de hayedos de la montaña cantábrica. *Ardeola*, 40: 1-11.

- DE LA PUENTE, J., BERMEJO, A., SEOANE., J y MORENO-OPO, R. 2003. *La Estación de Anillamiento de Las Minas (Parque Regional del Sureste, San Martín de la Vega, Madrid). Resultados del año 2002*. Grupo Ornitológico Montícola y Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. Madrid.
- DÍES, J.I Y DÍES, B. (Eds). 1993. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana. 1993*. Estació Ornitológica l'Albufera. Valencia.
- ESTEVE, M.A., HERNÁNDEZ GIL, V., MARTÍNEZ, E., MARTÍNEZ, F., ROBLEDANO, F y SANCHEZ, P.A. 1986. Catálogo de los vertebrados (excepto peces) de la Región Murciana. *Anales de Biología*, 7: 57-70.
- ESTRADA, J. 2000. La comunidad ornítica del curso medio y bajo del río tordera, Cataluña. En CARBONELL, R y JULIÁ, M. (Eds.): *XII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp 137-139. SEO/Birdlife. Madrid.
- FUENTES, C. 2005. *Ecología de la Cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris) y de la Malvasía cabeciblanca (Oxyura leucocephala) en los humedales del Baix Vinalopó, Alicante*. Tesis Doctoral, Universidad de Alicante.
- GAINZIARAIN, J.A.1990. Las comunidades de aves en las riberas fluviales de la llanada Alavesa. *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Alava*, 5: 147-161.
- GALARZA, A. 1985. Descripción estacional de las comunidades de passeriformes en una campiña costera del País Vasco. *Munibe*, 39: 3-8.
- GÉNARD, M y FLEURY, A. 1990. Évolution au cours de l'hivernage de la répartition spatiale et de l'habitat de la Sarcelle d'hiver (*Anas c. crecca*) sur une aire de repos de la côte atlantique française. *Canadian Journal of Zoology*, 68 : 1145-1153.
- GONZÁLEZ-OREJA, J.A. 2003. Aplicación de análisis multivariantes al estudio de las relaciones entre las aves y sus hábitats: un ejemplo con Passeriformes montanos no forestales. *Ardeola*, 50: 47-58.
- GIBBS, J.P. 2000. Wetland Loss and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 14 (1): 314-317.
- GIL DELGADO, J.A., LÓPEZ, G., RICO, L., SIRVENT, M.I., VILLAPLANA, J.M y ALBENTOSA, L. 1989. Análisis de la distribución de la avifauna nidificante en la provincia de Alicante. *Mediterránea*, 11:77-120.
- GLUE, D.E. 1971. Saltmarsh reclamation stages and their associated bird life. *Bird Study*, 18: 187-198.
- GRANDÍO, J.M y BELZUNCE, J.A. 1990. Estructura estacional de las comunidades de Passeriformes en una marisma del País Vasco Atlántico. *Munibe*, 41: 47-58.

- GRAVELAND, J. 1998. Reed die-back, water level management and the decline of the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* in The Netherlands. *Ardea*, 86: 187-202.
- GREENHALGH, M.E. 1971. The breeding bird communities of Lancashire salt-marshes. *Bird Study*, 18: 199-212.
- GREGORY, S. V., SWANSON, F. J., MCKEE, W. A. y CUMMINS, K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, 41: 540-551.
- GÜSEWELL, S.; LE NEDIC, C. y BUTTLER, A. 2000. Dynamics of common reed (*Phragmites australis* Trin.) in Swiss fens with different management. *Wetlands Ecology and Management*, 8: 375-389.
- GUTIÉRREZ, C. 2001. Cambios taxonómicos y su implicación en el anillamiento en España. *Revista de anillamiento*, 7: 28-35.
- HARRISON, S.; ROSS, S. J. y LAWTON, J. H.. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *J. Anim. Ecol.*, 61: 151-158.
- HELLINGS, B.L y GALLAGHER, J.L. 1992. The effects of salinity and flooding on *Phragmites australis*. *Journal Applied Ecology*, 29: 41-49.
- HERNÁNDEZ GIL, V., ESTEVE, M.A y RAMÍREZ, L. 1995. *Ecología de las estepas de la región de Murcia: estructura y dinámica de sus comunidades orníticas*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Murcia.
- HERRERA, C.M. 1978. Evolución estacional de las comunidades de passeriformes en dos encinares de Andalucía occidental. *Ardeola*, 25: 143-180.
- HERRERA, C.M., 1980. Composición y estructura de dos comunidades mediterráneas de passeriformes. *Doñana Acta Vertebrata*, 7(4): 1-340.
- HERRERA, C.M. y SORIGUER, R.C. 1977. Composición de las comunidades de passeriformes en dos biotopos de Sierra Morena occidental. *Doñana, Acta Vertebrata*, 4: 127-138.
- HERRERA, A.M. y DUDLEY, T.L. 2003. Reduction of riparian arthropod abundance and diversity as a consequence of giant reed (*Arundo donax*) invasion. *Biological Invasions*, 5: 167-177.
- HUNTER JR., M. L. 2005. A mesofilter conservation strategy to complement fine and coarse filters. *Conservation Biology*, 19 (4): 1025-1029.
- LÓPEZ, G. y TORRES-PINHEIRO, R. 2000. Abundancia de Passeriformes palustres en carrizales sometidos a diferentes impactos en el Parque Natural de El Hondo (Alicante). En: CARBONELL, R. y JULIÁ, M. (Eds.). *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas*. SEO/Birdlife, Madrid: 183-185.

- LÓPEZ-IBORRA, G., LIMIÑANA, R., PEÑARRUBIA, S.G. y PINHEIRO, R.T. 2005. Diet of Common Chiffchaffs *Phylloscopus collybita* wintering in a wetland in south-east Spain. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 21: 29-36.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Diversidad ecológica y su medición*. Ed. Vedral. Barcelona.
- MALTBY, E. 1986. *Waterlogged wealth*. Earthscan: London.
- MARGALEF, R. 1978. *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona.
- MARTÍNEZ VILALTA, J., BERTOLERO, A., BIGAS, D., PAQUET, J.I. y MARTÍNEZ VILALTA, A. 2002. Habitat selection of Passerine birds nesting in the Ebro Delta (NE Spain): management implications. *Wetlands*, 22: 318-325.
- MOONEY, H. A. 1981. Primary production in Mediterranean-climate regions. En: DI CASTRI, F.; GOODALL, D. W. y SPECHT, R. L. (Eds.): *Ecosystems of the world. Vol. 11: Mediterranean-type shrublands*. Elsevier, Amsterdam. Pp.: 249-255.
- NAVARRO, J.D. 1988. *Estudio ornitológico de "El Hondo"*. Caja de Ahorros del Mediterráneo. Alicante.
- NOSS, R. F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at The Nature Conservancy (USA). *Biological Conservation*, 41: 11-37.
- OBESO, J. R. 1987. Comunidades de passeriformes en bosques mixtos de altitudes medias de la Sierra de Cazorla. *Ardeola*, 34: 37-59.
- OHMANN, J. L. y SPIES, T. A. 1998. Regional gradient analysis and spatial pattern of woody plant communities of Oregon forests. *Ecological Monographs*, 68(2): 151-182.
- OLEA, L., PAREDES, J. y VERDASCO, M.P., 1991. Características y producción de los pastos de las dehesas del S.O. de la Península Ibérica. *Pastos*, 20-21: 131-156.
- ORLOWSKI, G. y SEK, M. 2005. Semi-natural reedbeds as breeding habitat of Bluethroat (*Luscinia svecica* L.) on sewage farm in Wrocław City (South-Western Poland). *Polish Journal of Ecology*, 53(1): 135-142.
- PAMBOUR, B. 1990. Vertical and horizontal distribution of five wetland passerine birds during the postbreeding migration in a reed-bed of the Camargue, France. *Ringing & Migration*, 11: 52-56.
- PARACUELLOS, M. 1994. Dinámica anual de la comunidad de Passeriformes en un saladar litoral del sureste ibérico. *Doñana, Acta Vertebrata*, 21: 119-130.

- PARACUELLOS, M. 1996. Dinámica anual de la comunidad de Passeriformes en carrizales costeros del sudeste ibérico. *Doñana, Acta Vertebrata*, 23: 36-44.
- PARACUELLOS, M. 1997. Análisis comparativo entre las comunidades de Passeriformes de cañaverales y carrizales en el sureste ibérico. *Ardeola*, 44: 105-108.
- PARACUELLOS, M. 2001. *Estructura y conservación de las comunidades de aves en humedales del Sudeste ibérico (Almería, España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería.
- PEIRÓ, I.G. 1993. Carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 40: 101.
- PEIRÓ, I.G. 1994. Carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 41: 102.
- PEIRÓ, I.G. 1997. Resultados de las actividades de anillamiento de aves en el Parque Natural del Hondo (SE de España) durante el periodo 1991-1996. *Oxyura*, 9: 125-133.
- PEIRÓ, I.G. y ESTEVE-SELMA, M.A. 2001. *Ecología de los Passeriformes del carrizal del Parque Natural del Fondo*. Instituto de Cultura Juan Gil Albert. Alicante.
- PEIRÓ, I.G., ROBLDANO, F. y ESTEVE, M.A. 2005. Fenología del Carricerín común *Acrocephalus schoenobaenus* (Linnaeus, 1758) y Buscarla unicolor *Locustella luscinioides* (Savi, 1824) en el parque natural de El Hondo (Alicante, SE España). *Anales de Biología*, 27: 15-22.
- POMARES, A.L. y SÁNCHEZ, A.F. 2002. Estudio mediante el anillamiento de la comunidad de aves palustres de la laguna de Ontalafia (Albacete). *Sabuco*, 3: 77-121.
- POTTI, J. 1985. Sobre la distribución de los migrantes transaharianos en la península ibérica. *Ardeola*, 32: 57-68.
- POULIN, B., LEFEBVRE, G. y MAUCHAMP, A. 2002. Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation*, 107: 315-325.
- POULIN, B. y LEFEBVRE, G. 2002. Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. *Biodiversity and Conservation*, 11 (9): 1567-1581.
- POWER, D.M. 1971. Warbler ecology: diversity, similarity, and seasonal differences in habitat segregation. *Ecology*, 52: 434-443.
- PRIMACK, R. B. 1993. *Essentials of conservation biology*. Sinauer Assoc. Inc., Sunderland, Massachusetts.

- REY, P., SÁNCHEZ-LAFUENTE, A.M., HERNÁNDEZ, F.V. y MUÑOZ-COBO, J. 1992. Comunidades de aves esteparias en una zona del sureste de España (Jaén). Caracterización biogeográfica y segregación de hábitat. *Studia Oecologica*, 9: 149-164.
- REY BENAYAS, J. M.; COLOMER, M. G. S. y LEVASSOR, C. 1999. Effects of area, environmental status and environmental variation on species richness per unit area in Mediterranean wetlands. *J. Veg. Sci.*, 10(2): 275–280.
- RICKLEFS, R. E. y SCHLUTER, D. (Eds.) 1993. Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. Univ. Chicago Press, Chicago, Illinois.
- RIVAES, S., BIGAS, D., BERTOLERO, A y VILALTA, A.M. 1998. Patrons espacials de captura de Rossinyol Bord *Cettia cetti*, de la Boscarla Mostatxuda *Acrocephalus melanopogon*, de la Boscarla de Canyar *A. scirpaceus* i del Balquer *A. arundinaceus* als canyissars del Delta de l'Ebre: segregació per edats. *Butlletí del Parc Natural del Delta de l'Ebre*, 10: 23-27.
- ROBLEDANO, F., CALVO, J. F., ESTEVE, M. A., MAS, J., PALAZON, J. A., SUAREZ, M. L., TORRES, A., VIDAL-ABARCA, M. R. y RAMIREZ-DIAZ, L. 1991. Estudios ecológicos de los humedales costeros del sudeste español. I. Inventario y tipificación. *Anales de Biología*, 17 (*Biología Ambiental*, 6): 153-163.
- SORIGUER, R.C., 1981. Biología y dinámica de una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus* L.) en Andalucía occidental. *Doñana, Acta Vertebrata* 8, 1-379.
- SURMACKI, A. 2005. Habitat use by three *Acrocephalus* warblers in an intensively used farmland area: the influence of breeding patch and its surroundings. *Journal of Ornithology*, 146: 160–166.
- TAILLANDIER, J.P., BONNET, P., CONSTANT, P, EYBERT, M.C y DAVAL, I. 1985. Contribution á l'étude écologique des passereaux dans le marais salants de Guérande (Loire-Atlantique). *L' Oiseau et R.F.O.*, 55 : 205-234.
- TELLERÍA, J.L., ASENSIO, B y DÍAZ, M. 1999. *Aves ibéricas. II. Passeriformes*. J.M REyero Editor. Madrid.
- TER BRAAK, C. 1995. Ordination. *In: JONGMAN, R., TER BRAAK, C. y O. VAN TONGEREN (Eds.). Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Netherlands: Pudoc Wageningen: 91-173.
- TER BRAAK, C.J.F. y PRENTICE, C. I. 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, 18 : 271-317.
- THEVENOT, M. 1979. *Contribution a l'étude écologique des Passereaux forestiers du Plateau central de la corniche du moyen Atlas (Maroc)*. These nº 855. Univ. Claude Bernard, Lyon. 109 pp.

- TOMOVČÍK, M. 1999. The annual dynamics of the bird communities inhabiting the Morava river floodplain habitats: reedbeds. *Biologia, Bratislava*, 54: 195- 205.
- TORRES-PINHEIRO, R. 2000. *Efectos de la gestión del carrizal y de la sequía sobre la dinámica de poblaciones y ecología reproductora de passeriformes palustres en una zona húmeda mediterránea*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.
- TORRES, J.A., CÁRDENAS, A.M y BACH, C. 1983. Estudio de la comunidad de Passeriformes de la laguna del Zóñar (Córdoba, España). *Naturalia Hispanica*, 24: 1-40.
- TRNKA, A. y PROKOP, P. 2006. Reedbed structure and habitat preference of reed passerines during the post-breeding period. *Biologia, Bratislava*, 61/2: 225-230.
- VAN DER HUT, R.M.G. 1986. Habitat choice and temporal differentiation in Reed Passerines of a dutch marsh. *Ardea*, 74: 159-176.
- WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213–251.
- VILALTA, A.M., BERTOLERO, A., BIGAS, D., PAQUET, J-Y y VILALTA, J.M. 1998. Descripción de la comunitat de Passeriformes que nidifica als canyissars del Delta de l'Ebre. *Butlletí. Parc Natural Delta de l'Ebre*, 10: 28-35.
- VILLARÁN, A. 2000. Evolución estacional de la comunidad de aves de carrizal de Villamejor (España central), a partir de datos de anillamiento. *Oxyura*, 9: 137-151.
- YOSEF, R. y CHERNETSOV, N. 2004. Stopover ecology of migratory Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* at Eilat, Israel. *Ostrich*, 751-2: 52-56.
- ZAMORA, R y CAMACHO, I. 1984a. Evolución estacional de la comunidad de aves en un encinar de Sierra Nevada. *Doñana, Acta Vertebrata*, 11: 25-43.
- ZAMORA, R y CAMACHO, I. 1984b. Evolución estacional de la comunidad de aves en un robledal de Sierra Nevada. *Doñana, Acta Vertebrata*, 11: 129-150.

Abreviaturas usadas en los gráficos:

Abreviatura	Especie
AAR	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>
AMEL	<i>Acrocephalus melanopogon</i>
APAL	<i>Acrocephalus paludicola</i>
APRA	<i>Anthus pratensis</i>
	<i>Acrocephalus</i>
ASCH	<i>schoenobaenus</i>
ASCI	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>
CCAR	<i>Carduelis carduelis</i>
CCET	<i>Cettia cetti</i>
CCHL	<i>Carduelis chloris</i>
CJUN	<i>Cisticola juncidis</i>
ERUB	<i>Erithacus rubecula</i>
ESCH	<i>Emberiza schoeniclus</i>
FCOE	<i>Fringilla coelebs</i>
HRUS	<i>Hirundo rustica</i>
LEXC	<i>Lanius meridionalis</i>
LLUS	<i>Locustella luscinioides</i>
LMEG	<i>Luscinia megarhynchos</i>
LNAE	<i>Locustella naevia</i>
LSVE	<i>Luscinia svecica</i>
MUST	<i>Muscicapa striata</i>
PBIA	<i>Panurus biarmicus</i>
PCOL	<i>Phylloscopus collybita</i>
PDOM	<i>Passer domesticus</i>
PHTR	<i>Phylloscopus trochilus</i>
PMAJ	<i>Parus major</i>
RPEN	<i>Remiz pendulinus</i>
SATR	<i>Sylvia atricapilla</i>
SCAN	<i>Sylvia cantillans</i>
SME	<i>Sylvia melanocephala</i>
SSER	<i>Serinus serinus</i>
STOR	<i>Saxicola torquata</i>
SUND	<i>Sylvia undata</i>
TMER	<i>Turdus merula</i>
TPHI	<i>Turdus philomelos</i>
TTRO	<i>Troglodytes troglodytes</i>

6. Importancia del Parque Natural de El Fondo para los Passeriformes migradores. Estudios específicos



Resumen.- Se estudia la fenología, biometría y condición corporal de cuatro especies de Passeriformes migradores, caracterizadas por mostrar patrones claramente diferenciados de presencia y uso de los carrizales del Parque Natural del Fondo (PNEF): dos pequeños migrantes transaharianos (*Acrocephalus schoenobaenus* y *Locustella luscinioides*), una especie predominantemente invernada, migradora de corta distancia o de área templada a área templada (*Luscinia svecica*), y una estival, migradora de larga distancia (*Acrocephalus scirpaceus*). El primer estudio, que trata dos especies objeto de preocupación por su estado de conservación, describe para ambas una fenología similar a la de otras áreas levantinas, y un papel del PNEF comparable al de otras áreas mediterráneas, en el aprovisionamiento energético durante la migración. La reproducción de *Locustella luscinioides*, anteriormente señalada, no se ha confirmado en El Fondo. La escasez relativa de anillamientos de esta especie en Europa occidental, que no permite inferir un patrón fenológico claro, reforzaría la utilidad de los protocolos sistemáticos de anillamiento en áreas de nidificación, dispersión posnupcial y parada migratoria (stop-over sites), en especial considerando la importancia del periodo post-reproductor para los passeriformes. Para *Luscinia svecica*, el estudio de características biométricas y de condición corporal revela la importancia que también tiene este humedal en el periodo previo a la migración primaveral. La existencia de un mayor número de aves de la subespecie *L. s. cyanecula* indica un origen centroeuropeo de los Pechiazules presentes en El Fondo. La estructura poblacional equilibrada en cuanto a sexos difiere de otras zonas europeas y mediterráneas, pudiendo deberse a que las condiciones climáticas más benignas del PNEF favorecerían por igual a ambos sexos. La estructura de edades diferente del patrón general para la Península Ibérica, con un desequilibrio en favor de los jóvenes, podría ser debido en cambio a una migración diferencial entre edades, buscando los individuos más sensibles a condiciones climáticas adversas, áreas palustres más favorecidas. Los elevados pesos registrados para esta especie en primavera en el PNEF podrían indicar que modifican su estrategia migradora habitual dotándose de reservas grasas suficientes para realizar largos vuelos sin parada hacia las áreas de reproducción. Los resultados biométricos apoyarían la hipótesis de que esta especie no requiere acortar su invernada en el PNEF, aunque sí aumentar considerablemente su masa corporal en primavera para realizar la migración. En cuanto a *A. scirpaceus*, la fenología migratoria y reproductora, y las variaciones de peso y grasa, son en general similares a las de otras regiones, y muestran sólo ligeras diferencias en el uso de los dos hábitats estudiados, atribuibles a la gestión del carrizal denso (quema otoñal). La variación en la masa corporal estuvo caracterizada por la existencia de dos periodos, uno de ellos (Abril-Agosto) sin marcadas oscilaciones y otro (Agosto-October) en el que los pesos incrementaron exponencialmente, apuntándose que una importante fracción de la población en este periodo corresponde a aves no indígenas, siendo el PNEF un área importante como lugar de parada y engorde migratorio para esta especie.

6.1 Los pequeños migrantes transaharianos: fenología de *Acrocephalus schoenobaenus* y *Locustella luscinioides* e implicaciones para su conservación.

6.1.1 Introducción.

La información sintética sobre la fenología de Passeriformes palustres presentes en la Península Ibérica tiene utilidad como complemento de otros estudios, todavía relativamente escasos, sobre biología y ecología de las especies migrantes. Los estudios disponibles sobre las poblaciones de estas especies abarcan aspectos como las características de sedimentación migratoria y dinámica corporal del Carricerín Común *Acrocephalus schoenobaenus* en el centro de España (BERMEJO y DE LA PUENTE, 2002; GRANDÍO 1998a y b), la fenología migratoria de carriceros del género *Acrocephalus* en el Norte de España (GRANDÍO y BELZUNCE, 1987; GRANDÍO, 1999), la dinámica poblacional de Carriceros Comunes *Acrocephalus scirpaceus* en el levante (PEIRÓ, 1995; LÓPEZ y TORRES-PINHEIRO, 2000), o la fisiología de la migración en áreas del suroeste ibérico (HILGERLOH y WILTSCHO, 2000). También se han realizado estudios sobre las comunidades de passeriformes palustres, en diferentes áreas (GRANDÍO y BELZUNCE, 1990; PEIRÓ y ESTEVE SELMA, 2001). Muchos de estos trabajos han evidenciado la existencia de áreas clave para la estancia migratoria de aves palustres globalmente amenazadas como el Carricerín Cejudo *Acrocephalus paludicola* (ATIENZA *et al.*, 2001), y futuros estudios podrían hacer lo mismo con respecto a especies con algún estatus de amenaza a escala nacional (MADROÑO *et al.*, 2002).

Aunque la información sobre fenología de Passeriformes palustres puede encontrarse de forma dispersa en Anuarios Ornitológicos y otras publicaciones análogas donde se recogen fundamentalmente datos sobre primeras llegadas y últimas partidas (por ejemplo, SEO-ALICANTE, 2002; DÍES *et al.*, 1989; DÍES y DÍES, 1990, 1991, 1992, 1995), todavía resulta escasa la información que se desprende de las Estaciones de Esfuerzo Constante, siendo éstas una importante fuente de datos sobre especies de passeriformes poco o difícilmente observables (DE LA PUENTE *et al.*, 2003). El análisis de la fenología de passeriformes en sitios donde se aplica este protocolo de seguimiento puede ayudar a detectar variaciones en los patrones temporales o geográficos de migración de estas especies poco aparentes, perspectiva desde la que se ha realizado el presente trabajo.

El Carricerín Común *Acrocephalus schoenobaenus* y la Buscarla Unicolor *Locustella luscinioides* son dos passeriformes transaharianos presentes fundamentalmente en migración por la Península Ibérica (TELLERÍA *et al.*, 1999). El paso del Carricerín Común por Iberia es principalmente occidental y globalmente tiene lugar desde la segunda quincena de marzo hasta noviembre (TELLERÍA *et al.*, 1999). Con respecto a la Buscarla Unicolor, se trata de un nidificante principalmente restringido a las costas del levante y atlánticas y de cuya fenología se dispone de muy poca información (TELLERÍA *et al.*, 1999). La segunda de estas especies ha

sido evaluada en el reciente Libro Rojo de las Aves de España con la categoría de "Casi Amenazada" (MADROÑO *et al.*, 2004).

Ambos passeriformes se presentan en migración en el sureste de España aunque han recibido poca atención en los estudios sobre las aves palustres de los humedales levantinos (NAVARRO, 1988; TORRES-PINHEIRO, 2000; PEIRÓ y ESTEVE SELMA, 2001). Sin embargo, son capturados en ciertas cantidades en los programas estandarizados de anillamiento realizados en la Península Ibérica (por ejemplo, PINILLA, 1998).

El presente capítulo describe la fenología de estas dos especies en El Hondo, sobre la base de los resultados de dos protocolos sistemáticos de anillamiento, comparando los datos con la información disponible sobre la migración de estos Passeriformes en otras localidades españolas y europeas.

6.1.2 Material y métodos.

Se han seleccionado los anillamientos procedentes de Estaciones de Esfuerzo Constante (EEC) y del Plan de Anillamiento para el Seguimiento de Especies Reproductoras (PASER) de la Sociedad Española de Ornitología (CENTRO DE MIGRACIÓN DE AVES, 1995). Estos protocolos nacionales de anillamiento pretenden estudiar los cambios en la productividad interanual de especies nidificantes, así como el seguimiento de especies en épocas no reproductoras mediante sesiones continuadas y estandarizadas durante ciertos periodos del año. Estos protocolos se han implementado en el Parque Natural de El Hondo desde 1992 (PEIRÓ, 1997).

Se ha utilizado una doble metodología de trampeo: Tipo A (rígida), consistente en el uso de 5 redes japonesas (12 m de longitud cada una y 2,5 metros de altura; tamaño de malla 27 mm) operativas durante un tiempo máximo de cuatro horas desde el amanecer en dos puntos fijos dentro del Parque Natural, correspondientes a los dos tipos principales de hábitat p (carrizal saladar y carrizal denso); y Tipo B (flexible), consistente en el uso de 1 a 7 redes japonesas (12 metros de longitud; 2,5 m de altura; tamaño de malla 27 mm) en puntos no fijos y operativas en horario variable. Los muestreos, de una frecuencia semanal a lo largo del periodo 1992-2003, fueron realizados durante toda la estación invernal, estival y los periodos de paso (marzo hasta octubre). Los meses estivales (mayo y junio) se han incluido para detectar la posible nidificación de *Locustella luscinioides*, que no ha sido confirmada. Se asume que el esfuerzo de captura logrado mediante el uso de esta doble metodología cubre toda la variedad de hábitats utilizables por ambas especies con una cobertura temporal suficiente para caracterizar su fenología en el área de estudio.

6.1.3 Resultados y discusión.

En total se han realizado 51 anillamientos (21 de Carricerín Común y 30 de *Buscarla Unicolor*) en el periodo 1992-2003, lo que revela en primer lugar que ambas especies son relativamente escasas, en especial la primera, lo que concuerda con el carácter que les atribuye CLAVELL (2002) en el conjunto de los Países Catalanes. Llama la atención que este autor caracterice a la *Buscarla* como "migrante en muy bajo número", y al Carricerín común como "migrador regular, en bajo número". Según los datos del presente trabajo, el Carricerín Común es proporcionalmente menos abundante en el sureste ibérico que la *Buscarla Unicolor* (41% de ejemplares anillados frente a 59%), aunque la proporción de anillamientos no difiere significativamente (Test Chi cuadrado: $\chi^2=3,24$; $p>0,05$; g.l.=1). Pese al escaso número de capturas, la muestra obtenida para el Carricerín Común parece a priori representativa en el contexto de la Comunidad Valenciana, especialmente si se comparan las 21 aves anilladas en 11 años (casi 2 aves anuales, en promedio), con los 72 registros totales (media anual de 10,3) recopilados en el Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana entre 1988 y 1994 (DÍES *et al.*, 1989; DÍES y DÍES, 1990, 1991, 1992, 1995), publicación que incluye todos los registros de esta especie.

La menor –aunque no significativamente– abundancia del Carricerín Común frente a la *Buscarla Unicolor* contrasta también con lo observado en otras localidades de la Península para el mismo periodo de estudio: 378 capturas de Carricerín común frente a 17 de *Buscarla unicolor* en Madrid (DE LA PUENTE *et al.* 2003). Similares números se obtienen en el Valle de Jauzubia (Guipúzcoa) (326 de Carricerín común frente a 5 de *Buscarla unicolor*; GRANDÍO y BELZUNCE, 1987), apoyando la idea de que la primera especie presenta un paso migratorio más occidental dentro de la Península que la segunda (TELLERÍA *et al.*, 1999), lo cual concuerda con los patrones fenológicos del Carricerín Común en Europa occidental (BIBBY y GREEN, 1981; CRAMP, 1992). Para la *Buscarla*, CRAMP (1992) atribuye también patrones fenológicos similares, lo cual contrasta con los datos derivados del presente artículo al haber mayores capturas en otoño que en primavera, lo cual podría deberse a una distribución más circunmediterránea y concentrada de esta especie frente a la mayor amplitud geográfica del Carricerín Común (CRAMP, 1992).

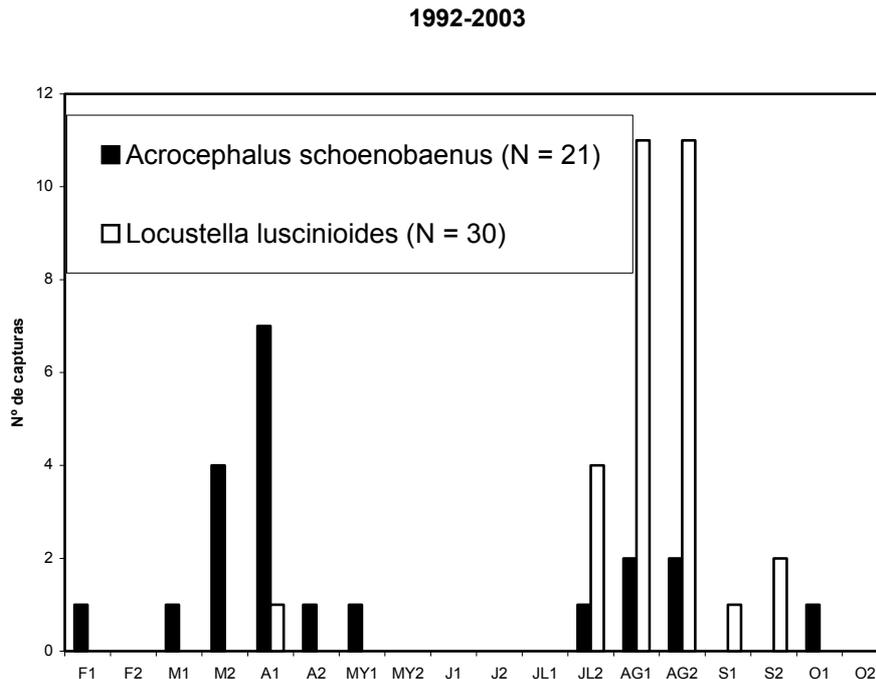


Figura 6.1. Distribución quincenal de anillamientos (1992-2003) de las dos especies de Passeriformes tratadas en este apartado.

La proporción de anillamientos de las dos especies según periodos del año (primavera-otoño) refleja que, aunque en otoño se capturan algunos ejemplares de Carricerín Común, su paso en El Hondo es principalmente primaveral, mientras que la Buscarla Unicolor es casi exclusivamente otoñal (Figura 6.1).

La distribución mensual de anillamientos muestra que para el Carricerín Común hay un máximo en abril (concretamente en la primera quincena), realizándose no obstante las primeras capturas ocasionalmente en Febrero (10 febrero 1993; PEIRÓ, 1994). El paso otoñal alcanza su apogeo en el mes de Agosto, aunque los primeros anillamientos se dan a finales del mes anterior (25 Julio 2002). Las últimas capturas tienen lugar a mediados de octubre (15 Octubre 1999).

La Buscarla Unicolor, aunque antiguamente era considerada como nidificante escaso en El Fondo (NAVARRO, 1988), en la actualidad según los datos derivados del presente trabajo y aunque no se han realizado muestreos exhaustivos en todas las áreas del Parque, podría ser considerado únicamente migrante, debido a la ausencia de capturas en época reproductora (Mayo-Junio) y a que no se han capturado ejemplares con placa incubatriz entre 1992 y 2003 en el área de los anillamientos. Así lo consideran también LÓPEZ *et al.* (2003). Aunque la presencia de la Buscarla Unicolor se señala como continua desde la primavera hasta el otoño en los humedales valencianos en los que nidifica (DÍES y DÍES, 1995), el paso prenupcial por El Hondo es casi imperceptible y hay una ausencia total de datos estivales.

Esta especie presenta un número muy elevado de capturas en agosto (Figura 6.1), repartidas igualmente en la primera y segunda quincena de este mes, descendiendo en la primera quincena de septiembre y aumentando ligeramente en siguiente quincena. Los primeros anillamientos otoñales de *Buscarla Unicolor* tienen lugar a finales de julio (25 julio 2002), y los últimos a finales de Septiembre, lo cual indica que la *Buscarla* tiene un paso migratorio otoñal más concentrado, pero más intenso (Figura 6.1) corroborando lo apuntado por CRAMP (1992) para los patrones fenológicos de esta especie.

Los datos de fenología para el conjunto de la Comunidad Valenciana concuerdan con lo apuntado aquí para las dos especies, existiendo no obstante, citas primaverales más tempranas de *Buscarla Unicolor*. Así, CALATAYUD *et al.* (1999) señalan que las primeras llegadas suelen producirse la última semana de marzo, al igual que en Francia (CRAMP, 1992). Estos mismos autores señalan que la presencia de la especie puede adelantarse mucho más, de modo que pueden observarse algunos individuos ya a principios de este mes o del de febrero (ver también DÍES y DÍES 1995). El conjunto de citas de *Buscarla Unicolor* en la Comunidad Valenciana se reparten, principalmente y de forma continua, entre el mes de marzo y el de septiembre, correspondiendo las últimas observaciones a individuos observados los días 14 y 22 de octubre en el Marjal de Almenara y El Fondo respectivamente; esta última cita es de 1991, y por lo tanto no está incluida en el presente trabajo (DÍES y DÍES, 1995). Todas estas fechas son anteriores a la cita más tardía de la que se dispone en el levante español, un ave observada en el Delta del Ebro en noviembre de 1997 (COPETE, 2000).

El paso prenupcial del Carricerín Común por El Fondo discurre entre febrero y mayo (PEIRÓ 1994; CALATAYUD *et al.*, 1999) lo cual indica que está ligeramente adelantado con respecto al conjunto de la Comunidad Valenciana, y con relación al Delta del Ebro, donde su presencia se señala entre marzo y octubre (COPETE, 2000). Esto podría atribuirse simplemente a la disposición más meridional de El Hondo, que hace que los primeros flujos migratorios procedentes de África se detecten antes. El paso otoñal aparentemente concluye en agosto, aunque hay algún registro en octubre, lo cual sugiere la existencia de sucesivos picos otoñales, como apuntan ATIENZA *et al.* (2001) para la fenología el Carricerín Cejudo en Iberia, y MEAD y HARRISON (1979) para el Avión Zapador. Esto podría deberse a la presencia de diferentes subpoblaciones de origen geográfico distinto en migración, o a una migración diferencial por edades también apuntada para el Carricerín Común en el Norte y Centro de España (GRANDÍO, 1999; DE LA PUENTE, 1996) y para otras especies de carriceros (BIBBY y GREEN, 1981). Esta migración diferencial podría también explicar los picos otoñales de la abundancia de la *Buscarla unicolor* (Figura 6.1), aunque ésto aparentemente no ha sido estudiado en esta especie (CRAMP, 1992). En el conjunto de la Comunidad Valenciana el paso se mantiene durante septiembre y sólo desciende bruscamente en octubre, aunque todavía existen citas en el mes de noviembre (DÍES y DÍES, 1995; CALATAYUD *et al.* 1999).

Importancia de los protocolos de seguimiento: implicaciones para la conservación.

La aparición más temprana del flujo migratorio del Carricerín Común en El Fondo sugiere que las condiciones invernales previas en los cuarteles de invernada (PEACH *et al.*, 1991) y la situación del hábitat al inicio de la primavera pueden jugar un papel importante en la supervivencia de este migrante escaso, para el que tienen una gran importancia las áreas de acumulación de reservas durante la migración (GYURÁCZ y BANK, 1996; YOSEF y CHERNETSOV, 2004). En este sentido, se destaca la importancia de los áfidos como dieta alimentaria principal en esta especie durante su migración (BIBBY *et al.*, 1976; BIBBY y GREEN, 1981; KOSKIMIES y SAUROLA, 1985; CHERNETSOV, 1998). Además, como han puesto de manifiesto estudios muy recientes, la fenología y morfología de los passeriformes del carrizal se puede ver influida por la meteorología y las condiciones climáticas, afectando a su tasa de supervivencia y a la dinámica poblacional (KAŇUŠČÁK *et al.*, 2004), por lo que el seguimiento sistemático de la fenología parece un elemento clave de cara a su gestión. Dentro de la similitud general de la fenología establecida a partir de los datos de El Hondo, con la del conjunto de la Comunidad Valenciana, la detección local de valores extremos o desplazados como los citados reforzaría el interés de la implementación de estos protocolos sistemáticos de anillamiento.

Con respecto a la Buscarla unicolor, las condiciones climáticas en los poco conocidos cuarteles de invernada (CRAMP, 1992), la extinción como reproductor en El Fondo o la fragilidad de otras poblaciones del Mediterráneo pueden determinar su rareza como migrador prenupcial, lo cual viene apoyado por los datos primaverales, extraordinariamente escasos, que apartan a esta localidad de la fenología regional de la especie.

Las causas de la situación de amenaza de la Buscarla Unicolor se refieren fundamentalmente a sus poblaciones nidificantes españolas (LÓPEZ *et al.*, 2004), tratándose de una especie muy selectiva en cuanto al hábitat de nidificación, en comparación con otros Passeriformes palustres con los que suele coexistir (*Acrocephalus scirpaceus* y *arundinaceus*); históricamente se podría haber visto afectado negativamente por las técnicas intensivas de manejo que favorecen a estas especies (MARTÍNEZ-VILALTA *et al.*, 2002), en detrimento de la primera. Como principales amenazas se citan la disminución del nivel hídrico de los humedales durante la época de cría, por cambios en el funcionamiento hidrológico de éstos; la alteración o destrucción de sus hábitats de cría, incluyendo los incendios u otras modificaciones que conduzcan a un cambio en la composición y estructura de la vegetación emergente; y la desconexión entre poblaciones reproductoras cada vez más reducidas y proclives a la extinción (LÓPEZ *et al.*, 2004). Aunque *Locustella luscinioides* está considerada como especie "segura" (Non-SPEC^E=estatus favorable, concentrada en Europa), merced a su tendencia global estable, durante la década de 1990-2000 ha sufrido disminuciones en algunas poblaciones marginales, entre ellas en España (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004).

Por lo que respecta al estado de conservación de *Acrocephalus schoenobaenus*, ha mostrado disminuciones preocupantes en gran parte de su área europea de reproducción (FOPPEN *et al.*, 1999), aunque en virtud de su tendencia global estable ha sido evaluada como especie "segura" (Non-SPEC^E) por BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004). FOPPEN *et al.* (1999) mostraron que los declives poblacionales en Holanda correlacionaban con descensos en los índices de precipitación en la zona más probable de invernada (Sahel). No obstante, este efecto se veía incrementado –y su recuperación posterior resultaba mucho más difícil–, en las poblaciones nidificantes en paisajes fragmentados. La falta de alimento a lo largo de la ruta migratoria también se apunta como una de las causas de su disminución (SPINA y BEZZI, 1990).

El paso del Carricerín Común por otras áreas Europeas es desigual. Aparte de la existencia de una segregación por edades en la migración de esta especie, CRAMP (1992) considera su paso muy abundante en el Reino Unido en épocas donde en El Fondo es escasa (julio-septiembre) al igual que en Finlandia y Suecia, aunque el tránsito en el Mediterráneo coincide en general con lo apuntado aquí para esta especie, incluso en su porción más oriental (YOSEF y CHERNETSOV, 2004). Sobre la base de la ganancia de peso corporal, estos autores consideran que la localidad de Eilat (Israel) es más importante para la migración primaveral de *Acrocephalus schoenobaenus* (lo cual concuerda con los datos de El Hondo), pero en otras zonas (sur de Hungría) la acumulación de grasa parece más crítica en otoño, hasta el punto de hacer posible un teórico vuelo transmediterráneo (GYURÁCZ y BANK, 1996). Es también de destacar que las primeras llegadas en Francia se dan a principios de Marzo, como se ha comentado anteriormente, y su paso es más conspicuo en otoño que en primavera. Sobre la *Buscarla unicolor*, CRAMP (1992) destaca la escasez de anillamientos de esta especie en Europa occidental con respecto a la anterior, que no permiten inferir un patrón fenológico claro, lo cual reforzaría la utilidad de los protocolos sistemáticos de anillamiento en áreas de nidificación, dispersión posnupcial y parada migratoria (*stop-over sites*), en especial considerando la importancia del periodo post-reproductor para los passeriformes del carrizal (SPINA y BEZZI, 1990; CHERNETSOV, 1998).

Bibliografía.

- ATIENZA, J.C., PINILLA, J. y JUSTRIBÓ, H. 2001. Migration and conservation of the Aquatic warbler *Acrocephalus paludicola* in Spain. *Ardeola*, 48: 197-208.
- BIBBY, C.J., GREEN, R.E., PEPLER, G.R.M y PEPLER, P.A. 1976. Sedge warblers migration and reed aphids. *British Birds*, 69: 384-399.
- BIBBY, C.J. y GREEN, R.E. 1981. Autumn migration strategies of Reed and Sedge warblers. *Ornis Scandinavica*, 12: 1-12.
- BERMEJO, A. y DE LA PUENTE, J. 2002. Stopover characteristics of Sedge warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) in central Iberia. *Die Vogelwarte*, 41: 181-189.
- BERMEJO, A., DE LA PUENTE, J. y PINILLA, J. 2002. Fenología, biometría y parámetros demográficos del Zarcero común (*Hippolais polyglotta*) en España central. *Ardeola*, 49: 75-86.
- BERMEJO, A. 2004. *Migratología, estructura y dinámica poblacional de passeriformes asociados a vegetación de ribera*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2004. *Birds in Europe. Population Estimates, Trends and Conservation Status*. Birdlife Conservation Series, 12. Cambridge.
- CALATAYUD M.J.C, APARISI A.P y APARISI M.P. 1999. Aves de la Comunidad Valenciana 1999. Anuario de la Sociedad Valenciana de Ornitología. Valencia.
- CENTRO DE MIGRACIÓN DE AVES. 1995. Manual de las Estaciones de Esfuerzo Constante (CES). SEO/CMA. Madrid.
- CHERNETSOV, N. 1998. Habitat distribution during the post-breeding and post-fledging period in the Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warbler *A. schoenobaenus* depends on food abundance. *Ornis Svecica*, 8: 77-82.
- CRAMP, S. (Ed.). 1992. *The Birds of the Western Palaearctic. Vol VI. Warblers*. Oxford University Press. Oxford.
- CLAVELL, J. 2002. *Catàleg dels ocells dels Països Catalans (Catalunya, País Valencia, Illes Balears, Catalunya Nord)*. Lynx Edicions, Barcelona.
- COPETE, J.L. (Ed. 2000. Anuari d'Ornitologia de Catalunya. 1997. GCA. Barcelona.

- DE LA PUENTE, J. 1996. Datos preliminares sobre la migración del Carricerín común *Acrocephalus schoenobaenus* en el centro de la Península Ibérica. *Apus*, 7/8: 12-18.
- DE LA PUENTE, J., BERMEJO, A., SEOANE, J. y MORENO-OPO, R. 2003. La Estación de Anillamiento de Las Minas (Parque Regional del Sureste, San Martín de la Vega, Madrid). Resultados del año 2002. Grupo Ornitológico Montícola y Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. Madrid.
- DÍES, J.I, DÍES, B. y CALETRIO, J. (Eds.) 1989. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana. 1988*. Estació Ornitológica L'Albufera. Valencia.
- DÍES, J.I. y DÍES, B (Eds.) 1990. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1989*. Estació Ornitológica L'Albufera, Valencia.
- DÍES, J.I. y DÍES, B (Eds.) 1991. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1990*. Estació Ornitológica L'Albufera, Valencia.
- DÍES, J.I. Y DÍES, B (Eds.) 1992. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1991*. Estació Ornitológica L'Albufera, Valencia.
- DÍES, J.I. Y DÍES, B (Eds.) 1995. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana (1991-94)*. Estació Ornitológica L'Albufera, Valencia. <http://www.internatura.uji.es/anuario/> (acceso el 21.09.04).
- FOPPEN, R., TER BRAAK, C., VERBOOM, J. y REIJNEN, R. 1999. Dutch Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* and West African rainfall: empirical data and simulation modeling show low population resilience in fragmented marshland. *Ardea*, 87: 113-127.
- GRANDÍO, J.M. 1998 a. Comparación del peso y su incremento, del tiempo de estancia y de la abundancia del Carricerín común (*Acrocephalus schoenobaenus*) entre dos zonas de la marisma de Txingudi (Norte de España). *Ardeola*, 45: 137-142.
- GRANDÍO, J.M. 1998 b. Consideraciones sobre la estrategia migratoria postnupcial del Carricerín común *Acrocephalus schoenobaenus* en la península Ibérica. *Ardeola*, 45: 213-216.
- GRANDÍO, J.M. 1999. Migración postnupcial diferencial del Carricerín común (*Acrocephalus schoenobaenus*) en la marisma de Txingudi (NE de España). *Ardeola*, 46: 171-178.
- GRANDÍO, J.M. y BELZUNCE, J.A. 1987. Migración postnupcial de carriceros (*G. Acrocephalus*) y otros passeriformes típicos de carrizal en el valle de Jaizubia (Guipúzcoa). *Munibe*, 39: 81-94.
- GRANDÍO, J.M. y BELZUNCE, J.A. 1990. Estructura estacional de las comunidades de passeriformes en una marisma del País Vasco atlántico. *Munibe*, 41: 47-58.

- GYURÁ CZ, J. y BANK, L. 1996. Body mass and fat load of autumn migrating Sedge Warblers (*Acrocephalus schoenobaenus*) in relation to age in South Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 42(4): 271-279.
- HILGERLOH, G. y WILTSCHO, W. 2000. Autumn fat load and flight range of passerine long-distance migrants in southwestern Spain and northwestern Morocco. *Ardeola*, 47: 259-263.
- KAŇUŠČÁK, P., HROMADA, M., TRYJANOWSKI, P. y SPARKS, T. 2004. Does climate at different scales influence the phenology and phenotype of the River Warbler *Locustella fluviatilis*?. *Oecologia*, 141(1): 158-163.
- KOSKIMIES, P. y SAUROLA, P. 1985. Autumn migration strategies of the Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) in Finland: a preliminary report. *Ornis fennica*, 62: 145-162.
- LÓPEZ, G. y TORRES-PINHEIRO, R. 2000. Abundancia de Passeriformes palustres en carrizales sometidos a diferentes impactos en el Parque Natural de El Hondo (Alicante). En: CARBONELL, R. y JULIÁ, M. (Eds.). *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas*. SEO/Birdlife, Madrid: 183-185.
- LÓPEZ, G., CASTANY, J y FRIAS, O. 2003. Buscarla Unicolor *Locustella luscinioides*. En: MARTÍ, R. y DEL MORAL, J.C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Ministerio de Medio Ambiente y SEO/Birdlife, Madrid: 456-457
- LÓPEZ G., CASTANY, J. y FRIAS, O. 2004. Buscarla Unicolor *Locustella luscinioides*: 332-334, en: MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. y ATIENZA, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*, Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid: 334-337.
- MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. y ATIENZA, J.C. (Eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.
- MARTÍNEZ VILALTA, J., BERTOLERO, A., BIGAS, D., PAQUET, J.I. y MARTÍNEZ VILALTA, A. 2002. Habitat selection of Passerine birds nesting in the Ebro Delta (NE Spain): management implications. *Wetlands*, 22: 318-325.
- MEAD, C.J. y HARRISON, J.D. 1979. Over seas movements of British and Irish Sand martins. *Bird Study*, 26: 87-98.
- NAVARRO J.D. 1988. *Estudio Ornitológico de El Hondo*. Alicante: Caja de Ahorros del Mediterráneo.
- PARACUELLOS, M. 1996. Dinámica anual de la comunidad de passeriformes en carrizales costeros del sudeste ibérico. *Doñana, Acta Vertebrata*, 23: 33-44.

- PEACH, W., BAILLIE, S. y UNDERHILL, L. 1991. Survival of British Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in relation to west African rainfall. *Ibis*, 133: 300-305.
- PEIRÓ, I.G. y ESTEVE SELMA M.A. 2001. *Ecología de los Passeriformes del carrizal del Parque Natural del Hondo*. Alicante: Instituto de Cultura Juan Gil Albert.
- PEIRÓ, I.G. 1994. *Acrocephalus schoenobaenus*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 41: 102.
- PEIRÓ, I.G. 1995. Patterns of abundance, body-mass dynamics and habitat use of the Reed warbler *Acrocephalus scirpaceus* in two reedbeds of south-eastern Spain. *Ringing & Migration*, 16: 10-108.
- PEIRÓ I.G. 1997. Resultados de las actividades de anillamiento de aves en el Parque Natural del Hondo (SE de España). *Oxyura*, 9: 125-133.
- PINILLA, J. 1998. Informe de resultados del programa Paser. Año 1997. *Revista de Anillamiento*, 2: 14-18.
- SEO-ALICANTE. 2002. Las Aves en Alicante. Anuario Ornitológico de Alicante. SEO-Alicante, Alicante.
- SPINA, F. y BEZZI, E. 1990. Autumn migration and orientation of the Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) in Northern Italy. *Journal für Ornithologie*, 131: 429-438.
- TELLERÍA, J.L., ASENSIO, B. y DÍAZ, M. (1999). *Aves Ibéricas II. Passeriformes*. Ed. J.M. Reyero. Madrid.
- TORRES-PINHEIRO, R. 2000. *Efectos de la gestión del carrizal y de la sequía sobre la dinámica de poblaciones y ecología reproductora de passeriformes palustres en una zona húmeda mediterránea*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.
- YOSEF, R. y CHERNETSOV, N. 2004. Stopover ecology of migratory Sedge Warblers (*Acrocephalus schoenobaenus*) at Eilat, Israel. *Ostrich*, 75(1-2): 52-56.

6.2 Estudio sobre la migración e invernada del Pechiazul *Luscinia svecica* en el Parque Natural de El Fondo.

6.2.1 Introducción.

La variación subespecífica, rutas migratorias y áreas de invernada del Pechiazul (*Luscinia svecica*) no se conocen con precisión. Las subespecies que han sido descritas dentro del Paleártico occidental son seis, aunque su distribución y patrones migratorios son muy variables (CRAMP, 1988). De ellas, dos (*Luscinia svecica cyanecula* y *Luscinia svecica namnetum*) migran a través del suroeste de Europa, invernando principalmente en África (MAYAUD, 1958; CRAMP, 1988).

En la raza nórdica, *Luscinia svecica svecica*, tradicionalmente han sido consideradas dos rutas migratorias: una hacia el sureste y otra hacia el sur/suroeste (CRAMP, 1988; GLUTZ von BLOTZHEIM y BAUER, 1988). Las recuperaciones de aves anilladas indican que la primera es probablemente la ruta principal para esta subespecie (STAAV, 1975; **ELLEGREN y STAAV, 1990; ELLEGREN y WALLIN, 1991). ANDERSEN y GYLSETH (1992) encuentran que una minoría de aves escandinavas llevan a cabo una migración regular a través de la ruta suroeste para invernar en África.

Probablemente, poblaciones de estas tres subespecies están presentes en invierno y en migración en la Península Ibérica (BERNIS, 1954; MAYAUD, 1990 y BUENO, 1990), aunque su distribución, fenología y estimas poblacionales no se conocen todavía con precisión (CORTÉS *et al.*, 2002, HERNÁNDEZ *et al.*, 2003; BERMEJO y DE LA PUENTE, 2004; AYMÍ y MARTINEZ, 1991).

Recientemente, HERNÁNDEZ *et al.* (2003) actualizan la migración e invernada de esta especie en la Península Ibérica, sintetizada previamente por BUENO (1990) a partir del banco de datos de anillamiento. Más recientemente, BERMEJO y DE LA PUENTE (2004) analizan los datos de Estaciones de Esfuerzo Constante (EEC) en la Estación de las Minas (centro de España).

En estos estudios se pone de manifiesto que las poblaciones migrantes e invernantes tienen una estructura demográfica diferencial (mayor proporción de machos y adultos globalmente) que varía entre estaciones (HERNÁNDEZ *et al.*, 2003). También estos autores, comprueban que los Pechiazules anillados en la parte oriental de Europa no son capturados más hacia el este de la Península, rechazando la hipótesis de ANDERSEN y GYLSETH (1992) para latitudes más meridionales. Recientemente, BERMEJO y DE LA PUENTE (2004) consideran que la población del centro de la Península no difiere del patrón encontrado para el resto de España, dado que sigue habiendo un sesgo de sexos a favor de los machos aunque la razón de edades es similar en este caso. Este patrón local no difiere estacionalmente, en contra del patrón general (HERNÁNDEZ *et al.*, 2003).

Tomando como base los anteriores trabajos, y utilizando una pequeña muestra procedente de Estaciones de Esfuerzo Constante establecidas en el Parque Natural de El Fondo durante 1991-1994, se ha intentado establecer la fenología, estructura poblacional (razones de sexo y edad aparentes, subespecies) y biometría en el Levante Ibérico (PEIRÓ, 1997), comparándolas posteriormente con lo apuntado en estudios más recientes (HERNÁNDEZ *et al.*, 2003; BERMEJO y DE LA PUENTE, 2004).

6.2.2 Material y métodos.

Los datos proceden de capturas realizadas entre 1991 y 1994 utilizando un esfuerzo de muestreo variable (60-600 horas x m² red) en las parcelas de carrizal saladar y carrizal denso (véase capítulos 3 y 4).

Todos los Pechiazules capturados fueron anillados (o registrados como recapturas) y se tomaron las siguientes medidas: longitud del ala (aproximación 1 mm), longitud del tarso mediante el método "plegado" (aproximación 0,1 mm), longitud de la cola (aproximación 1 mm), según SVENSSON (1992). También se determinó el peso mediante Pesola con precisión de 0,1 g.

Con el fin de evaluar la relación entre la masa corporal y otras variables, se registró la grasa en la región abdominal e interclavicular según una escala de seis grados (BERNIS, 1966).

Los Pechiazules fueron sexados y datados como jóvenes (Edad 3/5) o adultos (Edad 4/6) según SVENSSON (1992). Las diferentes subespecies fueron determinadas por medio de la coloración del pecho en machos y los caracteres biométricos en hembras (CRAMP, 1988).

Las diferentes subespecies de Pechiazul pueden ser separadas por medio de características biométricas y del plumaje (CRAMP, 1988). Los machos que presentaron una mancha central blanco puro con diferentes grados de ocre fueron asignados a la subespecie *L. s. cyanecula*. En cuanto a las hembras, aquéllas con rangos de longitud alar entre 69 y 73 mm fueron asignados a *L. s. cyanecula* mientras que las que presentaban una longitud de ala >73 mm lo fueron a *L. s. svecica*, y aquéllas con longitudes de ala <69 mm a *L. s. namnetum*, de acuerdo con CRAMP (1988). Los machos con valores de longitud alar <71 mm fueron asignados a *L. s. namnetum*. Estos criterios difieren ligeramente de los utilizados por BERMEJO y DE LA PUENTE (2004) para separar las distintas subespecies.

Con el fin de evaluar la relación entre la masa corporal y las variables ambientales, se obtuvieron datos sobre las temperaturas medias mensuales del periodo 1991-1994 en una Estación Experimental situada a 11 Km en dirección Este del área de trampeo.

Se usaron tests paramétricos (Test de Student, ANOVA univariante y Chi-cuadrado) y no paramétricos (U-Mann Witney) para testar las diferencias entre razones de sexo y edad y las variaciones estacionales de peso (FOWLER y COHEN, 1986). Para ello, los datos fueron divididos en tres

periodos: otoño (Agosto-Noviembre), invierno (Diciembre-Febrero) y primavera (Marzo) de acuerdo con la fenología particular de esta especie en la localidad. Esta división en periodos difiere ligeramente de la realizada por HERNÁNDEZ *et al.* (2003) para el conjunto de la Península Ibérica aunque se aproxima mejor a la apuntada por BUENO (1990) según datos de recuperaciones.

6.2.3. Resultados.

6.2.3.1 Fenología de capturas.

La fenología fue obtenida a partir del número total de capturas (110 anillamientos y 10 recapturas) obtenidos en 1991 (Septiembre y Octubre), 1992, 1993 y 1994 (Agosto-Marzo). Los valores mensuales de abundancia (Figura 6.2) se expresaron como capturas estandarizadas (Ind / Hora x m² red).

Aunque los primeros Pechiazules fueron capturados en la segunda mitad de Agosto, el primer pico de capturas se obtiene en Septiembre-Octubre, lo que sugiere que la mayor parte de las aves en el área de estudio son de paso otoñal, con una minoría permaneciendo en invierno. Esto se comprueba atendiendo a la fracción de aves anilladas en otoño que se recapturan en invierno (2/76).

El paso primaveral tiene lugar a lo largo del mes de Marzo, con recapturas en la segunda mitad de este mes de aves foráneas, mientras que no se obtienen capturas en Abril, lo que indica que el paso primaveral es menos intenso, tanto lo que se refiere a la extensión temporal como en la abundancia que revelan las capturas.

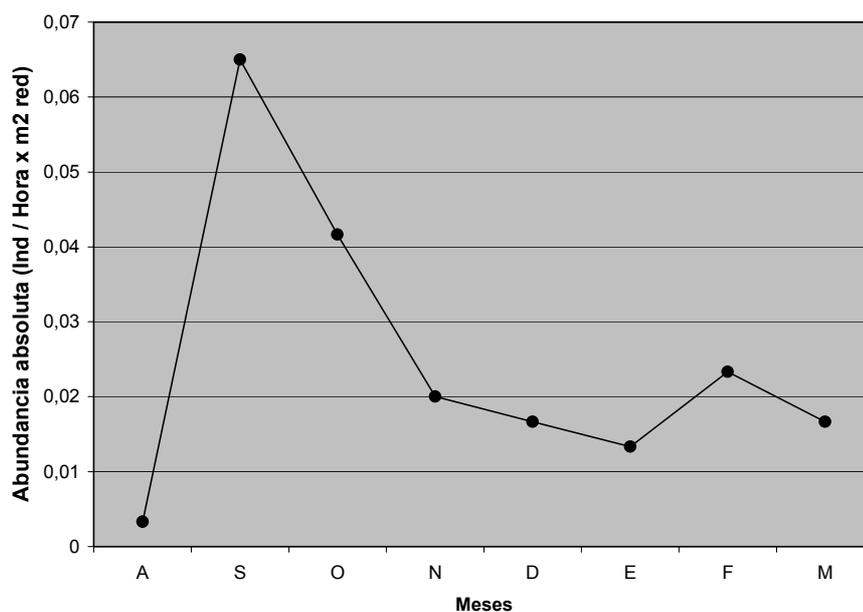


Figura 6.2. Abundancias mensuales estandarizadas (Ind / Hora x m² red) de los Pechiazules capturados en el PNEF entre 1991-1994.

6.2.3.2 Estructura poblacional.

Razones de sexo y edad aparentes.

La estructura poblacional, determinada a través de las razones de sexo y edad aparentes indican que la proporción de sexos no difiere significativamente de la unidad sobre la muestra total en ambos ciclos anuales (67 machos: 53 hembras; $X_1^2=1,408$; $p>0,05$) y la razón aparente de edades tampoco (49 adultos: 67 jóvenes; $X_1^2=2,491$; $p>0,05$). Sin embargo, la proporción de machos y hembras no difiere entre ciclos anuales (1992/1993 y 1993/1994; $X_1^2=0,764$; $p>0,05$) y la proporción de edades difiere de la unidad ($X_1^2=9,752$; $p<0,01$), dado que la frecuencia de jóvenes supera a la de adultos en 1992-1993 (21 adultos: 46 jóvenes; $X_1^2=8,597$; $p<0,01$, Tabla 6.2).

La distribución estacional de tasas de captura entre grupos de sexo y edad en el ciclo en que hubo desequilibrio en favor de los jóvenes (1992-1993) no revela diferencias significativas entre ellos (otoño-invierno: edades, $X_1^2=0,100$; $p<0,05$; sexos, $X_1^2=0,00$; $p<0,05$; primavera-otoño: edades, $X_1^2=2,57$; $p<0,05$; sexos $X_1^2=0,7157$; $p<0,05$).

	Machos	Hembras	Adultos	Jóvenes
Otoño	23	14	10	23
Invierno	15	11	6	20
Primavera	5	4	6	3

Tabla 6.1. Estructura poblacional (número de individuos por sexo y edad) de los Pechiazules capturados en El Fondo en 1992-1993.

Subespecies.

Una mínima parte de los machos capturados en paso otoñal (Septiembre-Octubre) pueden asignarse, con la mayor probabilidad, a la subespecie nominal (*L. s. svecica*), (Tabla 6.2). La mayoría de los machos del grupo de medalla blanca correspondió a la subespecie *L. s. cyanecula*, dentro de los cuales se diferenciaron dos formas: aquellos con la medalla parcialmente semioculta y otros sin medalla, estos últimos asignados a la variante subespecífica *wolffi* según lo indicado en SVENSSON (1992). La proporción de éstas dos formas entre los machos de *L. s. cyanecula* fue de un 10%.

	Machos	Hembras	Adultos	Jóvenes
Grupo medalla roja				
<i>Luscinia svecica svecica</i>	7	5	9	3
Grupo medalla blanca				
<i>Luscinia svecica cyanecula</i>	55	40	37	54
<i>Luscinia svecica namnetum</i>	2	1	0	3

Tabla 6.2. Presencia de las diferentes subespecies en El Fondo, en número de capturas obtenidas en 1991-1994.

En función de los caracteres biométricos, la mayoría de las hembras correspondió a la forma *L. s. cyanecula* (Tabla 6.2). Las subespecies *L. s. svecica* y *L. s. namnetum* fueron minoritarias (Tabla 6.2). La proporción de las diferentes subespecies no difiere significativamente entre sexos ($X_2^2=0,206$; $P>0,05$) aunque sí entre edades. Los individuos jóvenes estuvieron representados en mayor proporción en la subespecie *L. s. cyanecula*, al compararlos con las subespecies *L. s. svecica* y *L. s. namnetum* ($X_2^2=14,5$; $P<0,001$).

Dentro de las variantes subespecíficas, el porcentaje encontrado con mancha blanca entre El Fondo y Las Minas (BERMEJO y DE LA PUENTE, 2004) no difiere significativamente (56% frente a 48%, respectivamente: $X_1^2=0,8$; $P>0,05$), mientras que el porcentaje de ejemplares sin mancha difiere entre localidades (2% frente al 58%, respectivamente: $X_1^2=52,26$; $P<0,0001$).

Biometría.

Todas las variables morfométricas estudiadas mostraron diferencias significativas entre sexos, siendo los machos en promedio mayores que las hembras. En cambio, únicamente existieron diferencias significativas entre edades en la longitud del ala y longitud de la cola, siendo los adultos mayores que los jóvenes (Tabla 6.3).

Variable morfométrica	Edad/Sexo	Valor medio	SD	n	rango (mm)	t	P
Longitud del ala	<i>Machos</i>	73,4	2,1	64	69-79	5,8	***
	<i>Hembras</i>	71,6	1,4	47	68-74		
	<i>Adultos</i>	73,6	2,4	48	70-79	2,7	**
	<i>Jóvenes</i>	72,4	1,8	62	68-76		
Longitud cola	<i>Machos</i>	54,1	2,6	63	48-60	3,6	***
	<i>Hembras</i>	52,4	2	39	49-58		
	<i>Adultos</i>	54,4	2,2	45	51-58	4,1	*
	<i>Jóvenes</i>	52,3	2,3	55	48-60		
Longitud del Tarso	<i>Machos</i>	26,2	0,8	63	24,2-28,5	3,8	***
	<i>Hembras</i>	25,7	0,5	39	24,6-26,9		
	<i>Adultos</i>	25,9	0,7	44	24,2-27,3	0,08	n.s
	<i>Jóvenes</i>	25,9	0,8	56	24,2-27,8		
Peso	<i>Machos</i>	16,5	1,7	67	13,7-23,2	4,3	***
	<i>Hembras</i>	15,3	1,1	52	12,9-18,5		
	<i>Adultos</i>	16	1,3	49	13,4-21,1	0,2	n.s
	<i>Jóvenes</i>	15,9	1,7	68	12,9-23,2		

Tabla 6.3. Biometría del Pechiazul en El Fondo. Se indican las comparaciones entre edades y sexos por medio del test de Student y el nivel de significación (* = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$).

Cambios diurnos en peso.

La totalidad de Pechiazules fueron capturados entre las 7:00 y 13:00 horas GMT, aunque el grueso de capturas se realizó entre las 9:00 y 10:00 GMT. No hubo una tendencia al incremento en peso a lo largo del día ($\text{Peso} = 15,749 + 0,0207 \cdot \text{Hora}$; $r_{115} = 0,016$; $P > 0,05$), sin embargo hubo una fuerte correlación entre el peso y el índice de grasa ($r_{115} = 0,679$; $p < 0,0001$), aunque una tendencia al incremento en peso a lo largo de la tarde (ELLEGRÉN, 1991) sería esperada en esta especie si hubiesen sido muestreados ejemplares al atardecer.

Cambios estacionales en peso.

La variación en peso entre Agosto y Marzo, viene marcada por la existencia de un máximo en Marzo (17,7 g) y un mínimo en pleno invierno (14,3 g) (Figura 6.3). Globalmente, las diferencias entre los pesos promedio en todos los meses fueron significativas (ANOVA, $F_{7,111}=4,33$; $P<0,001$). La mayor parte de esta variación tuvo lugar entre Enero y Marzo (ANOVA, $F_{2,28}=7,80$; $P<0,01$). Por otro lado, no existió relación significativa entre el peso promedio y las temperaturas locales (Peso= $16,390-0,02492 \cdot \text{Temperatura}$; $r_6=0,15$; $P=0,873$). Los cambios en los valores medios de nivel de grasa estuvieron correlacionados con el peso en todos los meses ($r_6=0,822$; $P<0,05$).

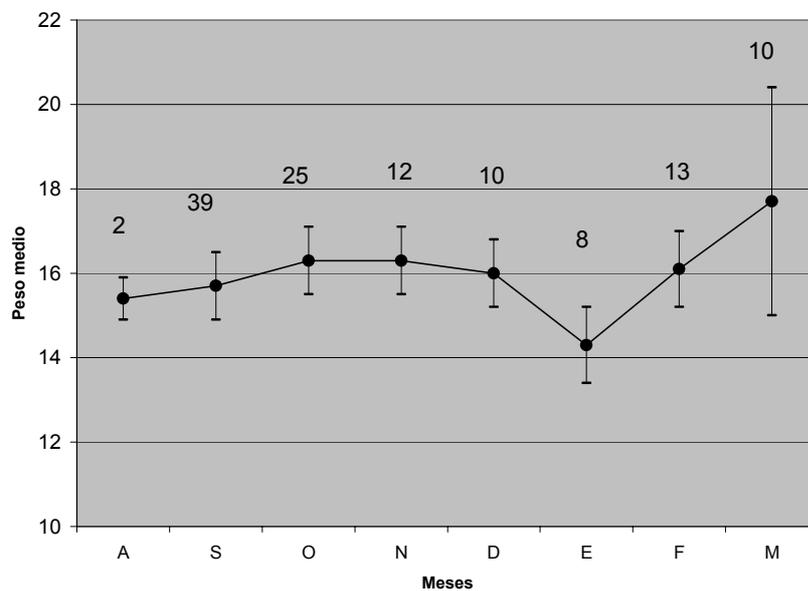


Figura 6.3. Variaciones estacionales en pesos de los Pechiazules capturados en El Fondo en 1991-1994. Se indica tamaño muestral en cada mes y desviación estándar.

6.2.3 Discusión.

6.2.3.1 Fenología.

El paso otoñal del Pechiazul en el Paleártico occidental tiene lugar desde la segunda mitad de Agosto hasta Octubre, mientras que el paso primaveral tiene lugar desde Marzo hasta Mayo (CRAMP, 1988). Antiguamente MAYAUD (1958) consideraba que una mayoría de los individuos presentes en Europa en Mayo son de la subespecie nominal.

La invernada de los Pechiazules en la Península Ibérica está escasamente documentada. Algunas aves presentes en Noviembre parecen comenzar la invernada en la Península Ibérica, lo cual concuerda con la existencia de recapturas en invierno en El Fondo y Las Minas, de ejemplares anillados en Noviembre (PEIRÓ, 1997 a; BERMEJO y DE LA PUENTE, 2004). HERNÁNDEZ *et al.* (2003) comprueban a escala ibérica que la invernada comienza a partir de Noviembre.

Los resultados de anillamientos de aves nórdicas indican que una parte sustancial de la forma nominal migra hacia el sureste (STAAV, 1975; ELLEGREN y STAAV, 1990; ELLEGREN y WALLIN, 1991), aunque lo apuntado recientemente por ANDERSEN y GYLSETH (1992) constata que una minoría de aves escandinavas migrarían en dirección suroeste para invernar en África. Recientemente. HERNÁNDEZ *et al.* (2003) rechazan esta hipótesis sobre la base de recuperaciones de aves Ibéricas, por lo que la asignación subespecífica de la forma nominal en El Fondo no queda del todo clarificada.

El patrón fenológico detectado en El Fondo es similar al observado en el Valle del Ebro (ARAGÜES, 1974), centro peninsular (BERMEJO y DE LA PUENTE, 2004) y Cataluña (AYMÍ y MARTÍNEZ, 1990) aunque en latitudes más septentrionales algunas aves se anillan todavía en Abril (p. ej. Delta del Ebro: 9 Abril 2000; AYMÍ y HERRANDO, 2003).

Una mínima parte (<10%) de las aves capturadas en Noviembre en El Fondo se recuperan en pleno invierno, lo cual está en el mismo orden de magnitud que lo registrado por BERMEJO y DE LA PUENTE (2004) en Las Minas: 2,6% (Fondo) y 6,8% (Las Minas).

6.2.3.2 Estructura poblacional.

No se han detectado diferencias marcadas en la estructura global de edades entre los sucesivos inviernos estudiados, ni tampoco en la estructura de sexos.

La estructura poblacional encontrada en El Fondo entre 1991-1994 no difiere de las observaciones efectuadas en el Reino Unido, por SHARROCK (1970) entre 1958-1967, que muestran proporciones similares de edades (67 adultos:50 jóvenes) y sexos (102 machos: 99 hembras). El mayor número de machos parece ser una constante en áreas del centro de Europa y Mediterráneo oriental ya que ULLRICH (1972) en el sur de Alemania encuentra que las proporciones de machos superan en el doble a las hembras y HERNÁNDEZ *et al.* (2003) para la Península Ibérica encuentran también una proporción mayor de machos que de hembras, lo cual concuerda con los datos que se desprenden de las Estaciones de Esfuerzo Constante en Las Minas (BERMEJO y DE LA PUENTE, 2004).

Las divergencias en la estructura de sexos y edades entre anillamientos y observaciones podría ser explicable debido a que, en muchos casos las hembras adultas y de primer año resultan similares a los machos (CORTÉS *et al.*, 2002), de manera que muchas hembras podrían ser observadas como machos en el campo, con lo que la proporción entre sexos resulta sesgada en las observaciones sintetizadas por SHARROCK (1970).

Aunque la desproporción entre sexos y edades en el Pechiazul no ha sido detectada en este estudio, esto podría ser debido a que las condiciones climáticas del área de estudio vendrían a favorecer igualmente a machos y a hembras (mayor benignidad climática) frente a otras localidades donde las condiciones climáticas acortarían la migración e invernada como podría ser el centro de España, donde los machos son proporcionalmente más abundantes que las hembras (BERMEJO y DE LA PUENTE, 2004). Probablemente El Fondo actúe como área insular, recibiendo aves en menor condición física actuando como área de invernada para los Pechiazules.

En este sentido, TYLER y ORMEROD (1991) observan en Lavanderas cascadeñas *Motacilla cinerea* proporciones de sexos cercanas a la unidad durante la estación de nidificación que resultan sesgadas a favor de los machos fuera de este periodo debido a la presencia de individuos invernantes que aumentan este sesgo. También una diferente tasa de mortalidad o migración diferencial entre sexos y edades, como ocurre en otras especies de Passeriformes (THORPE y SAPSFORD, 1992; VILLARÁN, 2000; PEIRÓ, 2003), o variaciones geográficas (BANKS *et al.*, 1991), podrían ser factores a tener en cuenta en la interpretación de la estructura poblacional del Pechiazul de El Fondo durante los años de estudio.

La estructura de edades en El Fondo globalmente no difiere de la encontrada por BERMEJO y DE LA PUENTE (2004), pero sí del patrón general para la Península Ibérica (HERNÁNDEZ *et al.*, 2003), aunque entre años hay un desequilibrio en El Fondo favor de los jóvenes que podría ser debido a una mayor tasa de mortalidad de los adultos en las áreas reproductoras o a una migración diferencial entre edades. En Ruiseñores Bastardos (*Cettia cetti*) ibéricos se ha observado que la menor talla de los

jóvenes y hembras podría hacerlos más vulnerables frente a las condiciones climáticas adversas, forzándoles a dispersarse hacia áreas palustres con condiciones climáticas más favorables (VILLARÁN, 2000). Otra hipótesis, que concuerda con ésta, podría indicar que las aves jóvenes e inmaduras acortan su invernada en la Península Ibérica sin desplazarse a África debido a su inexperiencia, peor condición corporal y pequeño tamaño como ocurre en el centro de España (BERMEJO y DE LA PUENTE, 2004). Por último, otra hipótesis que no puede descartarse completamente es un artefacto del muestreo debido al bajo tamaño muestral (LEAL *et al.*, 2004).

BERMEJO y DE LA PUENTE (2004) encuentran que la forma *L. s. cyanecula* es mayoritaria aunque una mínima parte de la población invernante en Las Minas corresponde a la forma *L. s. namentum* (8/283), coincidiendo con la fracción de esta subespecie encontrada en El Hondo (3/120).

La existencia de un mayor número de aves de la subespecie *L. s. cyanecula* indica un origen centroeuropeo de los Pechiazules presentes en El Fondo, al menos durante la migración, con una pequeña proporción de formas sin aparente medalla en el pecho. De hecho, varios ejemplares son controles de aves anilladas en centroeuropa (véase PEIRÓ, 1997 b).

6.2.3.3 Biometría.

Se ha encontrado una correlación significativa entre el peso y la grasa, observado mayoritariamente en la forma *L. s. cyanecula* en este estudio, lo cual concuerda con ELLEGREN (1989) para la subespecie *L. s. svecica*. Aunque, la ausencia de niveles de reservas grasas en el 85% del total de Pechiazules anillados, indica que estas reservas únicamente son adquiridas en los periodos migratorios, principalmente en primavera, donde se concentran los importantes aumentos de peso en la población estudiada. Se han detectado en los Pechiazules de El Hondo pesos superiores a los registrados en cautividad para la subespecie *L. s. svecica* en condiciones de sobrealimentación (KVIST *et al.*, 1993), lo cual podría indicar que una proporción de aves realizan importantes acumulaciones grasas en esta zona durante la migración hacia áreas de nidificación Europeas.

La escasa variación de pesos en otoño, sin importantes fluctuaciones, es similar a la registrada en Portugal (13,8-21 g; CRAMP, 1988), mientras que en primavera las variaciones son similares a las registradas para los migrantes primaverales en el sur de Alemania (14,5-23 g; ULLRICH, 1972).

En España, BERMEJO y DE LA PUENTE (2004) en el centro y GRANDÍO y BELZUNCE (1987) en el Norte, no encuentran variación significativa de peso en aves migradoras e invernantes, lo cual concuerda con lo apuntado en este estudio para las aves del Levante ibérico. Quizás la estrategia migradora de *Luscinia svecica cyanecula* en la Península Ibérica se asemeje a las aves nórdicas de *L. s. svecica*, dado que éstas migran en cortos vuelos sin grandes depósitos de grasa (ELLEGREN, 1990).

Los elevados pesos registrados en primavera en El Fondo podrían indicar que esta estrategia migradora, común en otoño, no es compartida

en primavera, dado que los Pechiazules necesitarían grandes acumulaciones grasas para realizar largos vuelos de mayor recorrido y sin parada hacia las áreas de reproducción, lo cual concuerda con los elevados pesos de los Pechiazules en migración en el sur de Alemania (ULLRICH, 1972).

Los valores biométricos (longitud del ala) apuntados para el Levante ibérico en este estudio resultan inferiores a los considerados por BERMEJO y DE LA PUENTE (2004) para los invernantes y migrantes del centro peninsular, particularmente en machos (74 mm; n=64) frente a 76 mm (n=109) de media, respectivamente. Lo cual refuerza la hipótesis apuntada por estos autores de que la mayor condición física de éstos les permite acortar la invernada en latitudes más norteñas. La menor longitud del ala de los machos capturados en El Fondo reforzaría la hipótesis de que esta especie no requiere acortar la invernada en esta zona, aunque sí aumentar considerablemente su masa corporal en primavera para realizar la migración.

Las diferencias morfológicas entre sexos y edades son similares a las encontradas en otras muchas especies de Passeriformes, debido a una menor maniobrabilidad de los jóvenes (ALATALO *et al.*, 1984) y a efectos de abrasión de plumaje en esta especie que determina que los jóvenes no desarrollen plumaje de adulto hasta el primer año de vida como ocurre en otras especies (GINN y MELVILLE, 1983).

Bibliografía.

- ALATALO, R.V., GUSTAFSSON, L y LUNDBERG, A. 1984. Why do young passerine birds have shorter wings than older birds?. *Ibis*, 126: 410-425.
- ANDERSEN, G.R. y GYLSETH, P. 1992. The migration routes of the Bluethroat *Luscinia s. svecica*. *Ornis Svecica*, 2: 91-92.
- ARAGÜES, A. 1974. Invernada del Pechiazul (*Cyanosylvia svecica*) en Zaragoza. *Ardeola*, 20: 379-380.
- AYMÍ, R. y MARTÍNEZ, I. 1990. Presencia i situació d'algunes subespecies d'ocells a Catalunya. *Butellí del Grup Catalá d'Anellament*, 7: 45-52.
- AYMÍ, R. y HERRANDO, S. (Eds). 2003. *Anuari d'Ornitología de Catalunya*. 2000. Barcelona: Institut Catalá d'Ornitología.
- BANKS, K.W., CLARK, H., MACKAY, I.R y SELLERS, R.M. 1991. Origins, population structure and movements of Snow Buntings *Plectrophenax nivalis* wintering in Highland region, Scotland. *Bird Study*, 38: 10-19.
- BERNIS, F. 1954. Prontuario de la avifauna española. *Ardeola*, 1: 11-85.
- BERNIS, F. 1966. *Migración en aves. Tratado Teórico y Práctico*. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- BERMEJO, A. y DE LA PUENTE, J. 2004. Wintering and migration of Bluethroat *Luscinia svecica* in Central Spain. *Ardeola*, 51: 285-296.
- BUENO, J.M. 1990. Migración e invernada de pequeños túrdinos en la Península Ibérica. I. Pechiazul (*Luscinia svecica*) y Ruiseñor común (*Luscinia megarhynchos*). *Ardeola*, 37: 67-73.
- CORTÉS, J.A., COBOS, V. y VIDOY, I. 2002. El plumaje de los pechiazules (*Luscinia svecica*) invernantes en la provincia de Málaga. *Revista de Anillamiento*, 9-10: 41-48.
- CRAMP, S. (Ed). 1988. *The Birds of the Western Palaearctic. Vol V. Tyrant Flycatchers to Thrushes*. Oxford University Press, Oxford.
- ELLEGREN, H. 1989. Weight and wing length as indicator parameters for accumulated fat levels in migrating birds- a methodological study of autumn migrating Bluethroats *Luscinia s. svecica*. *Var Fagelvarld*, 48: 75-85.
- ELLEGREN, H. 1990. Autumn migration speed in Scandinavian Bluethroats *Luscinia svecica*. *Ringing & Migration*, 11: 121-131.
- ELEGREN, H. 1991. Stopover ecology of autumn migrating Bluethroats *Luscinia s. svecica* in relation to age and sex. *Ornis Scandinavica*, 22: 340-348.

- ELLEGREN, H. y STAAV, R. 1990. The migration of the Bluethroat, *Luscinia s. svecica* - a recovery analysis of birds ringed in Sweden and Finland. *Var Fagelvarld*, 49(6): 323-336 (En sueco, con resumen en inglés).
- ELLEGREN, H. y WALLIN, K. 1991. Autumn migrating Bluethroats *Luscinia s. svecica* orient in a east-southeasterly direction at Gavle, East Sweden. *Ornis Svecica*, 1: 47-50.
- FOWLER, J. y COHEN, L. 1986. *Statistics for Ornithologists*. BTO Guide number 22. Tring.
- GINN, H.B. y MELVILLE, D.S. 1983. *Moult in Birds*. BTO Guide number 19. Tring.
- GLUTZ von BLOTZHEIM, U.N. y BAUER, K.M. (Eds). 1988. *Handbuch der Vogel Mitteleuropas. Band 11/1*. Aula Verlag. Wiesbaden.
- GRANDÍO, J.M. y BELZUNCE, J.A. 1987. Migración postnupcial de Carriceros (género *Acrocephalus*) y otros passeriformes típicos de carrizal en el valle de Jaizubia (Guipúzcoa). *Munibe*, 39: 81-94.
- HERNÁNDEZ, M., CAMPOS, F., ARIZAGA, J. y ALONSO, D. 2003. Migración del Pechiazul *Luscinia svecica* en la península Ibérica. *Ardeola*, 50: 259-263.
- KVIST, A., LINDSTROM, A. y TULP, I. 1993. Excessive migratory fattening in a captive Bluethroat *Luscinia svecica*. *Ornis Svecica*, 3: 161-164.
- LEAL, A., MONRÓS, J.S. y BARBA, E. 2004. Migration and wintering of Blackcaps *Sylvia atricapilla* in eastern Spain. *Ardeola*, 51: 345-355.
- MAYAUD, N. 1958. Le Gorgue-bleue á miroir *Luscinia svecica* en Europe. Evolution de ses populations. Zones d'hivernage. *Alauda*, 26: 290-301.
- PEIRÓ, I.G. 1997 a. A study of migrant and wintering Bluethroats *Luscinia svecica* in south-eastern Spain. *Ringing & Migration*, 18: 18-24.
- PEIRÓ, I.G. 1997 b. Resultados de las actividades de anillamiento de aves en el Parque Natural de El Hondo (SE de España) durante el periodo 1991-1996. *Oxyura*, 9: 125-133.
- PEIRÓ, I.G. 2003. Intraspecific variation in the wing shape of the long-distance migrant Reed warbler *Acrocephalus scirpaceus*: effects of age and distance of migration. *Ardeola*, 50: 31-37.
- SHARROCK, J.T.R. 1970. Scarce migrants in Britain and Ireland during 1958-67. Part 4: Bluethroat and Ortolan Bunting. *British Birds*, 63: 313-324.
- STAAV, R. 1975. Migration of Nordic Bluethroats *Luscinia s. svecica*. *Var Fagelvarld*, 34: 212-220.
- SVENSSON, L. 1992. *Identification Guide to European Passerines*. 4ª Ed. Stockholm.

- THORPE, J.P y SPASFORD, A.M. 1992. Population structure of Goldcrests *Regulus regulus* caught on migration at the Calf of Man Bird Observatory in 1989. *Ringing & Migration*, 13: 103-112.
- TYLER, S.J. y ORMEROD, S.J. 1991. Factors influencing the biometrics of Grey Wagtails *Motacilla cinerea* and Kingfishers *Alcedo atthis* in Wales. *Ringing & Migration*, 12: 97-102.
- ULLRICH, B. 1972. On spring-migration including body weight-changes in the Bluethroat (*Luscinia svecica cyanecula*). *Vogelwarte*, 26: 289-298.
- VILLARÁN, A. 2000. Biometría, fenología y razón de sexos del Ruiseñor bastardo *Cettia cetti* en carrizales del Valle del Tajo (España Central). *Butlletí del Grup Català d'Anellament*, 17: 1-9.

6.3 Patrones de abundancia y dinámica corporal del Carricero común *Acrocephalus scirpaceus* en carrizales del Parque Natural de El Fondo.

6.3.1 Introducción.

Las poblaciones de Sílvidos, especialmente las del género *Acrocephalus*, han sido ampliamente estudiadas en diferentes ecosistemas del Paleártico occidental. Estos estudios han abordado diferentes tópicos de su biología y ecología: reproducción (p.ej. CATCHPOLE, 1972 y 1974; BIBBY, 1978); ecología reproductora (GREEN y DAVIES, 1972; DAVIES y GREEN, 1976; BIBBY y THOMAS, 1985; EVANS, 1989); migración (FERNS, 1975; BIBBY y GREEN, 1981; DOWSETT-LEMAIRE y DOWSETT, 1987), selección de hábitat (CATCHPOLE, 1974; BAIRLEIN, 1983, ORMEROD, 1990 a y b, PAMBOUR, 1990), biometría (TURYN, 1970) y muda (PEARSON, 1973).

Sin embargo, son muy pocos los aspectos de la biología del Carricero Común (*Acrocephalus scirpaceus*) que han sido estudiados en el área mediterránea (véase, por ejemplo, BIBBY y GREEN, 1981; BAIRLEIN, 1988; SPINA y BEZZI, 1990; QUAGLIERINI, 2003 y 2004; POULIN et al, 2000), aún tratándose de un área en la que un importante número de individuos pasan o permanecen en migración o nidificación (CRAMP, 1992). En España, se han tratado recientemente, por ejemplo, aspectos sobre su biología reproductora (DE LA PUENTE *et al.*, 2000), migración (ROBSON *et al.*, 2001; BERMEJO, 2004), o los efectos de la gestión del hábitat sobre su reproducción (TORRES-PINHEIRO *et al.*, 2000).

En este capítulo, se investiga la abundancia, distribución y masa corporal del Carricero Común *Acrocephalus scirpaceus* en las dos principales parcelas de carrizal estudiadas en la presente Memoria durante el periodo de nidificación y migración de los años 1992 y 1993, comparándolos con los resultados obtenidos sobre estos mismos aspectos en otras áreas.

6.3.2 Material y métodos.

El área de estudio corresponde a las dos principales parcelas de carrizal estudiadas en la presente memoria (véase capítulo 4 para descripción de las parcelas). Se han seleccionado los datos incluidos en el periodo Marzo-Octubre de los años 1992-1993, cuya metodología y esfuerzo de muestreo se describen también en el capítulo 4 de esta Memoria.

6.3.2.1 Análisis de las capturas.

Las capturas en ambos hábitats fueron agrupadas en quincenas de mes y sus abundancias fueron estandarizadas por esfuerzo de muestreo (Individuos/ Hora x 100 m² red).

6.3.2.3 Análisis de densidades.

Con el fin de obtener una segunda estima de la abundancia, las aves observadas fueron registradas por el método del transecto lineal (JÄRVINEN y VAISÄNEN, 1975; TELLERÍA, 1986) utilizando la línea de separación entre las dos parcelas (800 x 50 metros) como recorrido. Se efectuaron 21 transectos entre Abril y Julio de 1992. Los contactos fueron expresados en estimas de densidad (Individuos/ 10 Ha).

6.3.2.4. Biometría.

Todos los Carriceros Comunes capturados fueron anillados, y se les tomaron las siguientes medidas (SVENSSON, 1992): (1) longitud del ala (cuerda máxima, con la aproximación de 1 mm); (2) longitud de la cola (con aproximación de 1 mm); (3) longitud de la tercera primaria (con aproximación de 0,5 mm); (4) longitud del tarso (medido con aproximación de 0,1 mm); (5) longitud del pico (medido hasta las plumas, con aproximación de 0,1 mm); (6) anchura y altura del pico (desde el extremo posterior de las narinas, con aproximación de 1 mm); (7) peso (con aproximación de 0,1 g). El volumen del pico (VOP) fue calculado a partir de las medidas del pico por medio de la fórmula indicada en ZAMORA (1988).

Las aves jóvenes (Código EURING 3) fueron distinguidas de los adultos (Código EURING 4), al tener aquéllas el plumaje fresco, en lugar de desgastado (SVENSSON 1992; BUSSE, 1984) y por la posesión de iris gris grafito oscuro y fuertes manchas en la lengua (KARLSSON *et al.*, 1988). Los adultos fueron sexados durante el ciclo reproductor de acuerdo con la presencia o ausencia de placa incubatriz (SVENSSON, 1992). El estado de la placa incubatriz fue usado como índice de la condición nidificante usando un índice similar al desarrollado por BODDY (1993). Fueron identificados cuatro estados: B2=vascularización de la dermis durante la incubación; B3=oedema y engrosamiento de la placa; B4=recuperación de la vascularización; B5=piel del pecho y abdomen revertido a su estado normal. Se consideró el porcentaje de individuos en cada estado y en cada hábitat.

La acumulación de grasa en las regiones abdominales e interclaviculares fue registrada en cinco clases: 0=sin grasa; 5=grasa que sobresale ampliamente de ambas regiones (BERNIS, 1966).

6.3.3 Resultados.

El número total de Carriceros Comunes capturados entre 1992 y 1993 fue de 506, correspondiendo 274 (54,1%) a 1992 y 232 (45,9%) a 1993. De ellos, 88 fueron recapturas (17,6%). El número de capturas en cada hábitat fue similar, con 223 (44,1%) en el carrizal-saladar y 283 (55,9%) en el carrizal denso.

6.3.3.1 Patrones de de abundancia.

Las abundancias de Carriceros comunes a lo largo del ciclo en 1992 en ambos hábitats se muestran en la figuras 6.4 y 6.5. La fenología completa de la especie durante el periodo Marzo 92-Octubre 93 se ha presentado en el Capítulo 5 (apartado 5.3.2). El primer adulto fue capturado en la primera mitad de Marzo en el carrizal denso (14 Marzo), mientras que el primero lo fue en la primera mitad de Abril en el carrizal-saladar (4 Abril), con 20 días de intervalo entre ellos.

Las abundancias de los adultos en el carrizal-saladar mostraron picos en la primera quincena de Mayo, la segunda mitad de Julio y la primera mitad de Septiembre. Se encontraron patrones similares en el carrizal denso, aunque el pico de septiembre estuvo ausente debido a la transformación del hábitat ocurrida en este mes (quema), que podría haber afectado a la fenología en el segundo ciclo anual estudiado. No obstante, hubo una correlación significativa entre sus abundancias en ambos ciclos ($r_{12}=0,67$; $p=0,0085$), lo cual indica que la estación reproductora de las aves adultas en ambos hábitats estuvo sincronizada en el tiempo, no así en el patrón de presencia los jóvenes como veremos más adelante.

Hubo una correlación negativa entre el porcentaje de aves capturadas con placa incubatriz (estados B2 y B3) y la abundancia de adultos en el periodo Mayo-Agosto ($r_6=-0,71$; $p=0,047$ para el carrizal denso y $r_6=0,52$; $p=0,179$ para el carrizal saladar) mostrando cómo la actividad en el área de las redes declinó cuando las aves estaban nidificando, lo cual indica que la actividad de los adultos en área de trampeo desciende con la proximidad a los nidos (LÓPEZ *et al.*, 2002), aunque, no obstante, hubo una fuerte correlación con la densidad de aves detectadas en el carrizal en la época reproductora.

Las aves al inicio de la incubación o con pollos en el nido (B3) fueron más abundantes a finales de Mayo en el carrizal-saladar (42,9%), comparado con principios de Junio en el carrizal denso (37,5%) (Tabla 6.4). Esto sugiere una nidificación retrasada en el carrizal denso y puede influir en los diferentes patrones de abundancia de jóvenes encontrados en los dos hábitats.

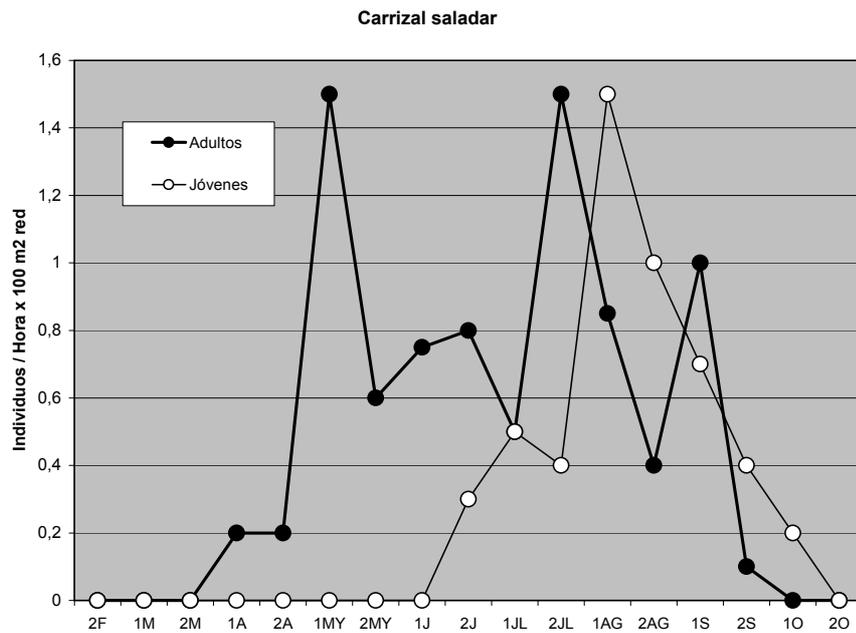


Figura 6.4. Patrones de abundancia del Carricero común en el carrizal saladar en 1992.

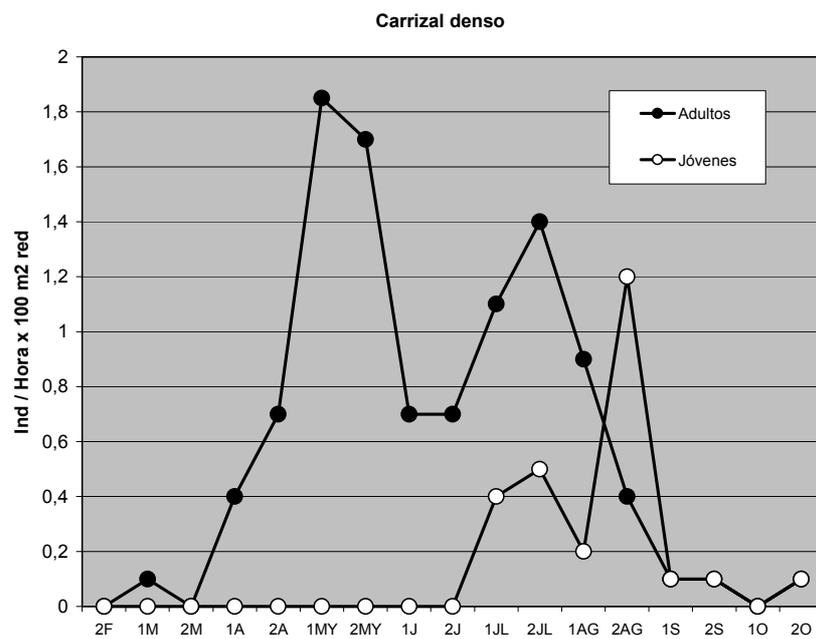


Figura 6.5. Patrones de abundancia del Carricero común en el carrizal denso en 1992.

La abundancia de jóvenes mostró picos en diferentes momentos en los dos tipos de hábitat: primera mitad de Julio y Agosto (carrizal saladar) y segunda mitad de Julio y Agosto (carrizal denso). Por tanto, no existió correlación entre la abundancia de jóvenes en las dos zonas ($r_7=0,541$; $p=0,1325$).

Carrizal denso	1-15M	16-31M	1-15J	16-30J	1-15JL	16-31JL	1-15AG	16-31AG
B2 (n=6)	9,1	10	12,5	0	7,7	0	0	0
B3 (n=8)	0	10	37,5	0	7,7	6,3	0	0
B4(n=5)	0	0	0	0	0	18,8	12,5	0
B5 (n=21)	0	0	12,5	50	23,1	18,8	68,8	50

Carrizal saladar	1-15M	16-31M	1-15J	16-30J	1-15JL	16-31JL	1-15AG	16-31AG
B2 (n=3)	11,1	0	0	10	16,7	0	0	0
B3 (n=8)	0	42,9	11,1	20	33,3	0	0	0
B4(n=3)	0	0	0	0	0	0	20	20
B5 (n=17)	0	0	11,1	20	0	61,5	40	40

Tabla 6.4. Estado del ciclo reproductor de las poblaciones de Carriceros en ambos hábitats, en función del porcentaje de ejemplares en diferentes estadíos de desarrollo de la placa incubatriz (véase texto para explicaciones de cada estadío).

Las relaciones con la densidad indicaron que la abundancia relativa estuvo fuertemente correlacionada con la calculada a partir de los transectos ($r_6=0,86$; $p=0,0054$) de modo que los índices de captura fueron buenos estimadores de la densidad (Figura 6.6).

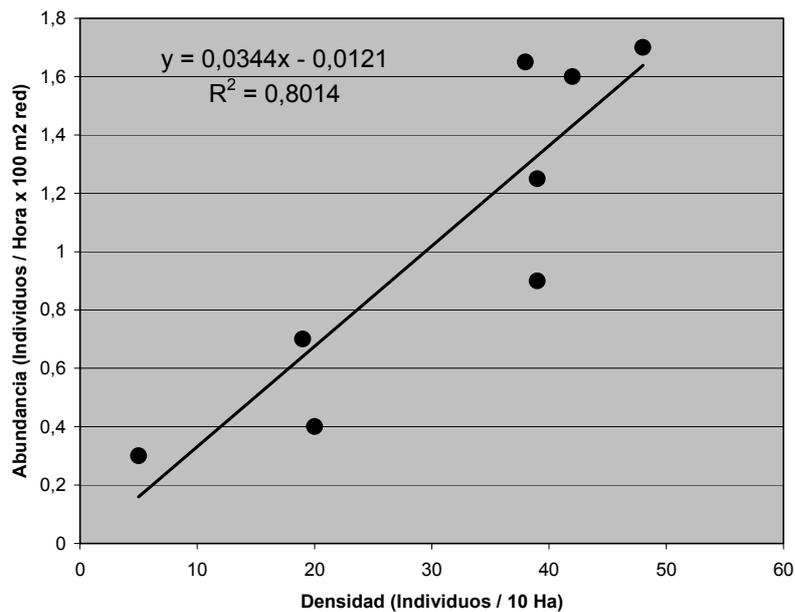


Figura 6.6. Relación entre las estimas de densidad y abundancia del Carricero común en el carrizal denso.

6.3.3.2 Dinámica corporal.

Cambios diurnos en peso.

La totalidad de Carriceros comunes fueron capturados en el periodo comprendido entre las 7:00 y 13:00 horas, con mayores capturas en las dos primeras horas del día: 8:00-10:00 (54,8%; n=266), aunque no hubo una correlación significativa entre el peso y la hora de captura para ningún grupo de edad (adultos: $r_{319}=0,054$; $p=0,334$; jóvenes: $r_{154}=0,11$; $p=0,178$), lo cual podría ser debido a la captura de individuos de diferente tamaño que enmascararían la correlación.

Con el fin de evaluar esto, se buscó la relación entre la longitud del ala y la hora, no habiendo ninguna correlación significativa ($r_{266}=0,028$; $p=0,659$, para adultos y $r_{147}=0,064$; $p=0,442$, para jóvenes).

Cambios estacionales en peso.

Los pesos medios no difirieron entre años en ambos grupos de edad (test t de Student: $t_{184}=1,20$; $p=0,229$ para adultos y $t_{154}=0,48$; $p=0,6369$ para jóvenes) por lo que se agruparon los pesos de ambos años.

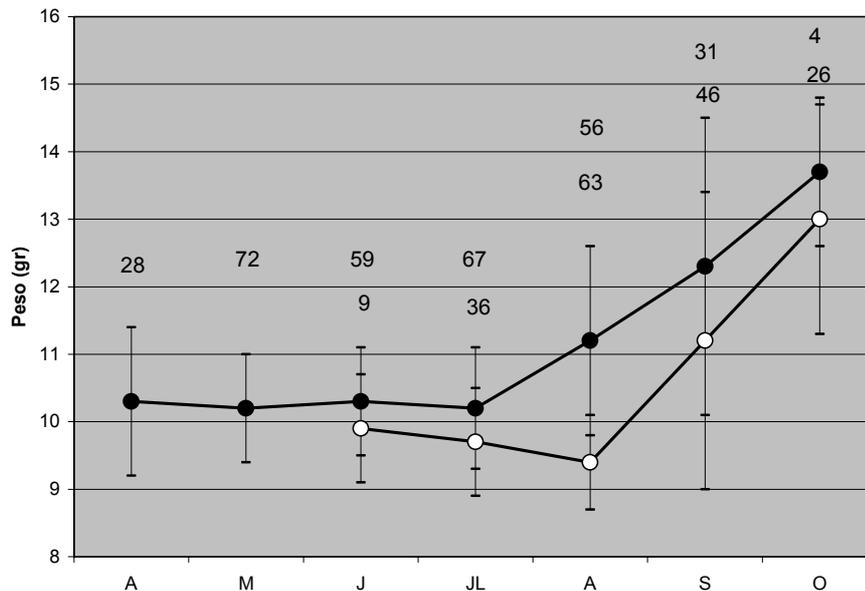


Figura 6.7. Variación del peso medio (SD) y tamaño muestral de los Carriceros comunes en El Fondo en 1992 y 1993. (Adultos=puntos negros; Jóvenes=puntos blancos).

La variación de peso fue constante en ambos grupos de edad hasta Agosto (Figura 6.7), incrementándose posteriormente de forma exponencial. Esto evidenció diferencias significativas para adultos y jóvenes en los pesos medios a lo largo del ciclo (ANOVA, $F_{6,310}=20,80$; $p=0,000$ para adultos y $F_{4,175}=45,00$; $p=0,0000$ para jóvenes). Los cambios en los niveles medios de grasa fueron similares a los del peso a lo largo del ciclo ($r_5=0,979$; $p=0,0000$ para adultos y $r_3=0,977$; $p=0,0042$ para jóvenes).

6.3.5. Discusión.

6.3.5.1 Patrones de abundancia.

Los patrones de abundancia del Carricero común obtenidos en el presente trabajo muestran que la actividad de nidificación se concentra en ambos hábitats en Mayo-Julio, con particularidades en cada uno de ellos, como veremos más adelante. Las abundancias de adultos fueron bimodales en dichos periodos y altamente dependientes del estado de placa incubatriz, lo que sugiere la existencia de dobles puestas y dos periodos de nidificación en el área de estudio.

Los primeros picos de adultos estarían relacionados con altos niveles de actividad de las aves (por ejemplo, establecimiento del territorio, formación de parejas, construcción del nido) y la aparición de aves en paso en el carrizal-saladar, que no es detectada en el denso. Los puntos de inflexión estarían relacionados con bajos niveles de movimiento asociados con actividades de incubación, etc.

El periodo de nidificación es similar al establecido por CATCHPOLE (1974) en Inglaterra, con un pico de puesta en los primeros días de Junio y Julio. También, BIBBY (1978) indica un pico de puesta en los primeros días de Junio.

En el centro de España, los datos disponibles para esta especie indican que los periodos de nidificación y migración prenupcial y postnupcial son similares a los detectados en el sureste ibérico (DE LA PUENTE *et al.*, 2000) y las variaciones de peso y grasa similares, detectándose también segundas puestas.

Para el Noreste Ibérico, los datos de la migración prenupcial para esta especie indican que tiene lugar mayoritariamente a principios de Mayo (ROBSON *et al.*, 2001), casi con un mes de retraso con respecto a los primeros Carriceros detectados en El Fondo. El pico de migración en los Aiguamolls de l'Empordá (principios de mayo; ROBSON *et al.*, 2001) sugiere que las poblaciones de esta especie en localidades más norteñas del mediterráneo español tienen una migración más tardía y por tanto se reproducen más tarde que las poblaciones del sureste ibérico

TORRES-PINHEIRO *et al.* (2000) en 1995-1996, también en El Fondo, detectan que la estación reproductora se da mayoritariamente entre finales de Abril y principios de Junio, con valores promedio a finales de Mayo, y que el efecto de los años sobre el número y tamaño de puesta es mayor que el efecto de las áreas, coincidiendo con lo apuntado aquí para la población de Carricero, aunque las condiciones benignas del carrizal en determinados años podrían dar lugar a segundas puestas, según se desprende de los picos bimodales de abundancia detectados en el año 1992 en la parcela de carrizal denso aquí estudiada.

6.3.5.2 Cambios estacionales en masa corporal.

La variación mensual en la masa corporal estuvo caracterizada por la existencia de dos periodos, uno de ellos (Abril-Agosto) sin marcadas oscilaciones y otro (Agosto-October) en el que los pesos incrementaron exponencialmente. En el primero de ellos los rangos oscilaron entre los 10,2-10,3 gramos para adultos y 9,6-9,8 g para jóvenes, lo cual correspondería a típicos valores de aves indígenas nidificantes y próximos a condiciones corporales en ausencia de acumulación grasa previa a la migración (e.g. 10,4-10,6 g; ORMEROD, 1990 a) estando la mayoría de las aves sin depósitos grasos importantes.

El segundo periodo (Agosto-Octubre) se caracterizó por un rápido incremento en masa, desde 11,1 g (Agosto) hasta 13,7 g (Octubre) en adultos y desde 9 g (Agosto) a 13 g (Octubre) en jóvenes. Estos pesos podrían resultar aumentados por la presencia de aves no indígenas en migración, o debido a la acumulación de grasa en aves indígenas antes de la migración. En este sentido, el 34,9% de las capturadas en este periodo tuvieron pesos >13 g, un valor que BIBBY *et al.* (1976) considera en los *Acrocephalus* como indicativo de alto grado de engorde premigratorio. Este porcentaje en El Fondo es alto, comparado con otras zonas de Portugal y Francia (BIBBY y GREEN, 1981) y similar al obtenido por ORMEROD (1990 a) en Gales, lo que sugiere que una importante fracción de la población en este periodo corresponde a aves no indígenas y que la zona es importante como lugar de parada y engorde migratorio para esta especie, dado que esta especie conjuntamente con el Carricero Tordal (*Acrocephalus arundinaceus*) es la más capturada en verano en este humedal.

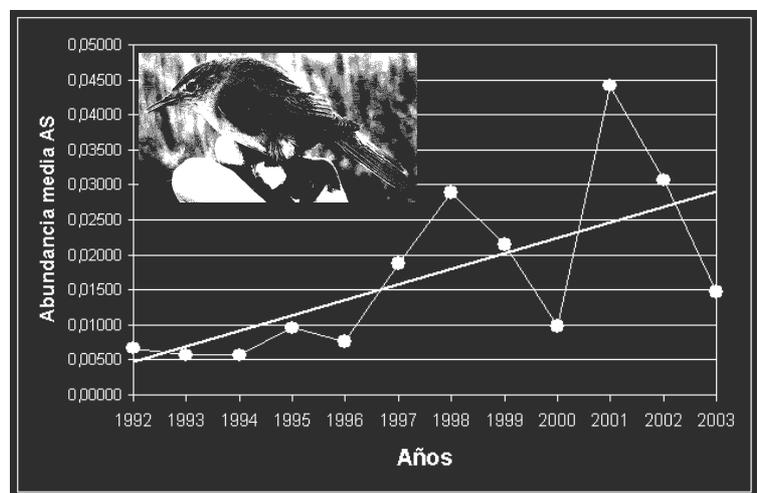
Bibliografía.

- BACCETTI, N. 1985. The vertical distribution of three passerine birds in a marshland of central Italy. *Ringing & Migration*, 6: 93-96.
- BAIRLEIN, F. 1983. Habitat selection and associations of species in European Passerine birds during southward post-breeding migrations. *Ornis Scandinavica*, 14: 239-245.
- BAIRLEIN, F. 1988. Seasonal occurrence, body-mass and fattening of migratory birds in N. Algeria during autumn migration. *Die Vogelwarte*, 34: 237-248.
- BERNIS, F. 1966. *Migración en aves: Tratado teórico y práctico*. Sociedad Española de Ornitología.
- BERMEJO, A. 2004. *Migratología, estructura y dinámica poblacional de los Paseriformes asociados a vegetación de ribera*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- BIBBY, C.J. 1978. Some breeding statistics of Reed and Sedge warblers. *Bird Study*, 25: 207-222.
- BIBBY, C.J. y GREEN, R.E. 1981. Autumn migration strategies of Reed and Sedge warblers. *Ornis Scandinavica*, 12: 1-12.
- BIBBY, C.J. y GREEN, R.E. 1983. Food and fattening of migrating warblers in some French marshlands. *Ringing & Migration*, 4: 175-184.
- BIBBY, C.J., GREEN, R.E., PEPLER, G.R.M y PEPLER, P.A. 1976. Sedge warblers and migration and reed aphids. *British Birds*, 69: 384-399.
- BIBBY, C.J y THOMAS, D. 1985. Breeding diets of the Reed Warbler at a rich and a poor site. *Bird Study*, 32: 19-31.
- BODDY, M. 1993. Timing of Whitethroat *Sylvia communis* arrival, breeding and moult at a coastal site in Lincolnshire. *Ringing & Migration*, 13: 65-72.
- BUSSE, P. 1984. Key to ageing and sexing of European Passerines. *Beitrage zur Naturkunde Niedersachens*, 37: 1-224.
- CATCHPOLE, C.K. 1972. A comparative study of territory in the Reed Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) and Sedge warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*). *J. Zool. Lond*, 166: 213-231.
- CATCHPOLE, C.K. 1974. Habitat selection and breeding success in the Reed Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*). *J. Anim. Ecol.*, 43: 363-380.
- CRAMP, S. (Ed). 1992. *The Birds of the Western Palearctic. Vol. VI. Warblers*. Oxford University Press.

- CUADRADO, M. 1992. Year to year recurrence and site-fidelity of Blackcaps *Sylvia atricapilla* and Robins *Erithacus rubecula* in a Mediterranean wintering area. *Ringing & Migration*, 13: 36-42.
- DAVIES, N.B. y GREEN, R.E. 1976. The development and ecological significance of feeding techniques in Reed warbler. *Anim. Behav.*, 24: 215-229.
- DE LA PUENTE, J., SEOANE, J. y BERMEJO, A. 2000. Notas sobre la biología de passeriformes palustres en un carrizal del centro de la Península Ibérica, I: el Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*). En: CARBONELL, R. y JULIÁ, M. (Eds). *XII Jornadas Ornitológicas Españolas*. SEO/Birdlife, Madrid: 125-129
- DOWSETT-LEMAIRE, F. y DOWSETT, R. 1987. European Reed and Marsh warblers in Africa: migration patterns, moult and habitat. *Ostrich*, 58: 65-85.
- EVANS, M.R. 1989. Population changes, body mass dynamics and feeding ecology of Reed warblers *Acrocephalus scirpaceus* at Llangorse Lake, South Powys. *Ringing & Migration*, 10: 99-107.
- FERNS, P.N. 1975. Feeding behaviour of autumn passage migrants in Northeast Portugal. *Ringing & Migration*, 1: 3-11.
- GREEN, R.E. y DAVIES, N.B. 1972. Feeding ecology of Reed and Sedge warblers. *Wicken Fen Group Report*, 4: 8-14.
- HERRERA, C.M. 1988. Variaciones anuales en las poblaciones de pájaros frugívoros y su relación con la abundancia de frutos. *Ardeola*, 35: 135-142.
- JÄRVINEN, O y VÄISÄNEN, R.A. 1975. Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. *Oikos*, 26: 316-322.
- KARLSSON, L., PERSSON, K y WALINDER, G. 1988. Soft part colouration as a means of ageing Reed warblers, *Acrocephalus scirpaceus*. *Var Fagelvarld*, 47: 141-146.
- LEISLER, B., LEY, H.W y WINKLER, H. 1989. Habitat, behaviour and morphology of *Acrocephalus* warblers: an integrated analysis. *Ornis Scand.*, 20: 181-186.
- LÓPEZ, G, SANCHO, C. y GÓMEZ, J.A. 2002. Estimación del área de muestreo de las redes en una Estación de Esfuerzo Constante en el P.N de El Hondo. En: SANCHEZ, A. (Ed): *Actas de las XV Jornadas Ornitológicas Españolas*. SEO/Birdlife. Madrid: 225-226.
- NAVARRO MEDINA, J.D. 1972. Panorama Ornitológico de los embalses de "El Hondo" (Alicante). *Ardeola*, 16: 228-239.

- ORMEROD, S.J. 1990 a. Time of passage, habitat use and mass change of *Acrocephalus* Warblers in south Wales reedswamp. *Ringing & Migration*, 11: 76-85.
- ORMEROD, S.J. 1990 b. Possible resource partitioning in pairs of *Phylloscopus* and *Acrocephalus* Warblers during autumn migration through a South Wales reedswamp. *Ringing & Migration*, 11: 76-85.
- PAMBOUR, B. 1990. Vertical and horizontal distribution of five wetland passerine birds during the postbreeding migration in a reed-bed of the Camargue, France. *Ringing & Migration*, 11: 52-56.
- PEARSON, D.J. 1973. Molt of some Palearctic Warblers wintering in Uganda. *Bird Study*, 20: 24-36.
- POULIN, B., LEFEBVRE, G y METREF, S. 2000. Spatial distribution of nesting and foraging sites of two *Acrocephalus* warblers in a Mediterranean reedbed. *Acta Ornithologica*, 35: 117-121.
- QUAGLIERINI, A. 2003. Note sulla biología riproduttiva del Canareccione *Acrocephalus arundinaceus* in una zona umide dell'Italia Centrale. *Avoceta*, 26: 33-39.
- QUAGLIERINI, A. 2004. Biología riproduttiva della cannaiola *Acrocephalus scirpaceus* in una zona umida dell'Italia Centrale. *Avocetta*, 28: 15-23.
- ROBSON, D., BARRIOCANAL, C., GARCIA, O. y VILLENA, O. 2001. The spring stopover of the Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* in northeast Spain. *Ringing & Migration*, 20: 224-233.
- SPINA, F. y BEZZI, E.M. 1990. Autumn migration and orientation of the Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) in Northern Italy. *Journal für Ornithologie*, 131: 429-438.
- SVENSSON, L. 1992. *Identification Guide to European Passerines* (4th ed). Lars Svensson. Stockholm.
- TELLERÍA, J.L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raices. Madrid.
- TORRES-PINHEIRO, R., LÓPEZ, G. y SANCHO, C. 2000. Influencia de la gestión del carrizal sobre la ecología reproductora del Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*) en el Parque Natural de El Hondo (Alicante). En: CARBONELL, R. y JULIÁ, M. (EDS). *XII Jornadas Ornitológicas Españolas*. SEO/Birdlife, Madrid: 225-227
- TURYN, E. 1970. Biometric study on nesting and transmigrating populations of the Reed Warbler. *Notatki Ornithology*, 9: 15-25.
- ZAMORA, R. 1988. Estructura morfológica de una comunidad de Passeriformes de Alta montaña (Sierra Nevada, SE de España). *Ardeola*, 35: 97-108.

7. Tendencias poblacionales de los Passeriformes del carrizal en el Parque Natural de El Fondo: ¿factores locales o globales?



Resumen.- En este capítulo se analizan e interpretan las tendencias poblacionales de las siete especies que dominan la comunidad de Passeriformes palustres del PNEF, durante un periodo de 13 años (1991-2003). Estas especies incluyen dos estivales o migrantes de largo recorrido, cuatro invernantes o migrantes de corto recorrido, y una sedentaria. Una vez analizadas las tendencias mediante regresiones de los índices de abundancia frente al año, se ha explorado la relación entre la abundancia anual y variables que describen la situación climática en El Fondo (precipitación y temperatura) y en los cuarteles de invernada de los migrantes de largo recorrido (índices de precipitación en el Sahel), la situación atmosférica global (NAO), y la situación del hábitat local (nivel del agua y altura del carrizo, esta última relacionada con el manejo antrópico de la vegetación palustre), mediante análisis de correlación y modelos de regresión lineal múltiple. Todas las especies incrementaron sus abundancias anuales, en torno a un 10% -aunque significativamente sólo *Acrocephalus scirpaceus*-, en consonancia con las tendencias generales a escala europea, aunque no siempre con las tendencias observadas en España. Esto sugiere que las especies palustres estudiadas han mostrado tendencias positivas como consecuencia de una situación hídrica (local) y climática (zonal y global) favorable, inscrita no obstante dentro de la dinámica del cambio climático global en el área mediterránea, cuyas consecuencias pueden ser negativas a largo plazo. La relación negativa de al menos uno de los migrantes de largo recorrido con el índice NAO apoya esta impresión, ya que los valores más altos de esta oscilación se asocian a descensos de la precipitación en la Península Ibérica. El valor explicativo de otras variables se redujo a efectos no significativos de la precipitación local sobre algunas especies migrantes, y de la precipitación en el Sahel sobre *Acrocephalus arundinaceus*. Aun así no se puede descartar un efecto del hábitat local, y por ende del manejo, sobre las condiciones de nidificación y alimentación), que probablemente no ha sido detectado por el carácter demasiado grosero de las variables ambientales que lo describen.

7.1 Introducción

Uno de los principales objetivos en el estudio de la demografía de aves es determinar las tendencias poblacionales y los factores que las determinan, a distintas escalas espacio-temporales. En este sentido, se han usado diferentes metodologías con el fin de conocer las tendencias poblacionales de las aves continentales residentes (p. ej. PEACH y BAILLIE, 1995; MARCHANT y WILSON, 1995; BALMER y PEACH, 1996). El uso de técnicas de captura como las redes japonesas ha proporcionado una herramienta útil para el estudio de las tendencias poblacionales y otros aspectos relacionados con la demografía de los pequeños Passeriformes (p. ej. PEACH *et al.*, 1996, 1998 y 1999) cuya baja detectabilidad inhabilita otro tipo de técnicas de censo (DUNN y RALPH, 2004). Por otra parte, los programas sistemáticos de seguimiento de la migración basados en el uso de este tipo de técnicas, producen series temporales largas de datos que, en combinación con otros datos ambientales, permiten analizar el efecto de distintos factores (BERMEJO, 2004).

En las poblaciones de aves, las causas de los declives a largo plazo se han relacionado tradicionalmente con los cambios en el hábitat (SAGE y ROBINSON, 1996; CHAMBERLAIN *et al.*, 2001; HOLMES y SHERRY, 2001), que despertaban un mayor interés que las fluctuaciones atribuidas a fenómenos meteorológicos (PEACH *et al.*, 1998). No obstante, la respuesta de las aves a estos últimos factores puede ayudar a explicar, por ejemplo, los efectos del cambio climático global sobre la fenología, demografía y distribución de las especies (HUIN y SPARKS, 1998 y 2000; PEÑUELAS *et al.*, 2002, FORCHHAMMER *et al.*, 2002).

Actualmente hay un número cada vez mayor de trabajos y revisiones sobre la respuesta de las aves y otros indicadores biológicos al cambio climático global (ver, por ejemplo, SANZ, 2002b; PARMESAN y YOHE, 2003). Igualmente, se han realizado estudios orientados a determinar el efecto del cambio medioambiental sobre la productividad y éxito reproductivo de diversos grupos de aves (RODRÍGUEZ y BUSTAMANTE, 2003; REDPATH *et al.*, 2002; MOSS *et al.*, 2001; BLUMS *et al.*, 2002; KIRBY, 1997; MØLLER, 2002; WILSON *et al.*, 2002; SANZ, 2002a y 2003; PRZYBYLO *et al.*, 2000). Pero todavía hay poca información sobre cómo afectan los factores ambientales a las tendencias poblacionales de los Passeriformes palustres, un grupo de aves en el que también se empiezan a detectar los efectos del cambio climático global (SANZ, 2002a y b). Aunque algunos trabajos exploran las relaciones entre índices locales o nacionales de población y factores climáticos de escala diversa (PEACH *et al.*, 1991; FOPPEN *et al.*, 1999), faltan aproximaciones referidas a una misma zona, que analicen la contribución de distintos tipos de factores (ver p. ej. COWLEY y SIRIWARDENA, 2005) en el marco de una estrategia integrada de investigación y gestión.

La respuesta de las aves a los cambios ambientales se manifiesta en aspectos como la fenología, productividad, supervivencia, etc... Los efectos poblacionales pueden ser más difíciles de detectar o interpretar que los cambios en el comportamiento migratorio o reproductivo, ya que aquéllos resultan enmascarados por factores estocásticos, fenómenos de

densodependencia o desfases en la manifestación de los efectos (SAETHER *et al.*, 2000; THOMPSON y GROSBOIS, 2002). Aún así, se han establecido relaciones entre el cambio global y la dinámica poblacional de algunas especies de aves, a través de un incremento de la capacidad de carga del ambiente (SAETHER *et al.*, 2000; NOTT *et al.*, 2002).

En los passeriformes migradores, estos cambios pueden afectar tanto a las aves invernantes -migrantes de corto recorrido-, como a las estivales -migrantes de largo recorrido- (NOTT *et al.*, 2002; MAZEROLLE *et al.* 2005a), o a las poblaciones sedentarias cuyo aislamiento las hace especialmente vulnerables (por ejemplo, Bigotudo *Panurus biarmicus*; TUCKER y HEATH, 1994; LÓPEZ y MONRÓS, 2004). Incluso a falta de tendencias climáticas significativas que puedan explicar los cambios a largo plazo, ciertos patrones o acontecimientos meteorológicos locales pueden contribuir a la disminución de algunas especies, incrementando la probabilidad de extinción a corto-medio plazo de poblaciones pequeñas y aisladas (TAYLOR y O'HALLORAN, 1999).

Por otra parte, los acontecimientos climáticos extremos pueden tener también efectos sobre la biota terrestre, llegando en grupos como las aves y los lepidópteros, a dirigir la dinámica poblacional local (PARMESAN *et al.*, 2000), aspecto que adquiere especial relevancia en el contexto del cambio climático global (JOVANI y TELLA, 2004). En lo que se refiere a las especies ligadas al agua, aunque muchos humedales mediterráneos experimentan cambios considerables en sus condiciones ecológicas que afectan a la composición y abundancia de sus poblaciones de aves (MARTÍNEZ VILLATA *et al.*, 2002; POULIN *et al.*, 2002), el efecto local y global de los factores ambientales sobre las poblaciones de Passeriformes es poco conocido y debería ser evaluado.

Las condiciones meteorológicas imperantes en las zonas de invernada y tránsito de los migrantes de largo recorrido, pueden también tener un efecto importante sobre estas especies, reflejándose en cambios de distribución, comportamiento o supervivencia (ROBINSON *et al.*, 2005). Aunque este efecto se ha estudiado principalmente en relación con la fenología migratoria (GORDO *et al.*, 2005), su influencia sobre la supervivencia y reproducción, y por ende sobre la dinámica poblacional, no puede descartarse (PEACH *et al.*, 1991; SZÉP, 1995; FOPPEN *et al.*, 1999).

Finalmente, junto con los efectos de las variables meteorológicas, que resumen las fluctuaciones interanuales y los cambios a medio-largo plazo en las condiciones del ambiente, los passeriformes palustres se ven también afectados por cambios en la estructura del hábitat (MARTÍNEZ-VILALTA, *et al.*, 2002; POULIN *et al.*, 2002). Estos cambios son consecuencia de la dinámica natural de colonización de la vegetación (ALVAREZ *et al.*, 2005), que en muchos humedales mediterráneos se ve acelerada, retardada o impedida por técnicas de manejo de carácter destructivo (medidas de control, equivalentes a perturbaciones) a las que suceden procesos de recuperación (sucesión secundaria), o limitada por otros impactos antropogénicos (BALDI, 2001; SINASSAMY y MAUCHAMP, 2002).

El objetivo de este capítulo es dar respuesta a las siguientes cuestiones: (1) ¿Existe alguna tendencia en la abundancia de las especies más representativas de los carrizales, considerando índices de abundancia referidos a periodos anuales? (2) ¿pueden las condiciones meteorológicas locales y externas actuar como variables predictoras de la abundancia, explicando dichas tendencias?; y (3) ¿qué efectos tienen otros factores ambientales locales o globales sobre la dinámica poblacional?

Para dar respuesta a estos objetivos se ha analizado la influencia directa o indirecta de diversas variables ambientales sobre la abundancia de passeriformes, considerando los posibles efectos de dichas variables sobre los procesos relacionados con la demografía de las poblaciones.

7.2 Material y métodos

7.2.1 Especies estudiadas.

Las seis especies estudiadas en el presente capítulo –junto con el Bigotudo (*Panurus biarmicus*, PB)-, dominan la composición específica de la ornitocenosis palustre en términos de abundancia (PEIRÓ y ESTEVE SELMA, 2001). Estas especies son el Carricero Común *Acrocephalus scirpaceus* (AS); el Carricero tordal *Acrocephalus arundinaceus* (AA); el Carricerín real *Acrocephalus melanopogon* (AM); el Ruiseñor bastardo *Cettia cetti* (CC); el Mosquitero común *Phylloscopus collybita* (PC) y el Pechiazul *Luscinia svecica* (LS). Las dos primeras especies son residentes estivales o migrantes de largo recorrido, y las restantes, invernantes o migrantes de corto recorrido. Algunas de estas especies han sido objeto de investigaciones específicas en el Parque Natural (ver capítulo 6 de esta Memoria).

Por sus preferencias de hábitat, más o menos constantes, se pueden considerar representativas de humedales mediterráneos dominados por formaciones de carrizo *Phragmites communis* y matorrales de halófitos (*Suaeda sp*; *Sarcocornia sp*; TUCKER y EVANS, 1997; SINNASSAMY y MAUCHAMP, 2002).

7.2.2 Técnicas de captura e índices de abundancia.

Estas especies fueron trampeadas entre 1991 y 2003 en dos parcelas de carrizal de diferente estructura ubicadas entre la Charca Norte y el Embalse de Levante, en el interior del Parque Natural de El Hondo (ver capítulo 3). La superficie estimada de las parcelas fue de 3 Ha (carrizal denso) y 2,5 Ha (carrizal saladar), y sus características se describen en el apartado 4.2.

Se empleó una doble metodología (Tipo A y tipo B), que siguió las especificaciones de las estaciones de esfuerzo constantes del *Centro de Migración de Aves* (CMA, 1995) lo que, considerando el esfuerzo y tiempo empleado en el área de estudio (véase apartado 4.3), permite estimar la

abundancia relativa de la mayoría de especies con un error del 3,4% (POULIN *et al.*, 2000).

En una de las parcelas muestreadas (carrizal denso) la vegetación fue sometida a distintas técnicas de manejo entre los años 1992 y 2000, que consistieron en quemas, desbroces y cortas del carrizal, con el fin de mejorar la calidad de esta formación vegetal y controlar su expansión.

Para estimar las abundancias, las capturas diarias de cada especie fueron estandarizadas por esfuerzo de muestreo [(Individuos/Hora x m² de red)]. Se obtuvieron tres índices anuales de abundancia: (1) *Abundancia absoluta*: suma total de las capturas diarias estandarizadas, como estima global neta de la abundancia; (2) *Abundancia media*: valor medio de las mismas, calculado con el fin de obtener una medida de centralización que unifique la fenología global de las especies (LEHIKOINEN *et al.*, 2004); y (3) *Abundancia relativa*: capturas totales divididas por el esfuerzo de muestreo total anual, considerando la existencia de muestreos en los que no hubo capturas de la especie. Estos tres índices de abundancia se correlacionaron posteriormente para averiguar si eran estimadores comparables de la abundancia, y seleccionar uno sólo de ellos como variable dependiente en los análisis.

7.2.3 Variables ambientales.

Se han considerado dos tipos de variables, unas indicadoras de las condiciones ambientales locales (clima local, situación hídrica, manejo de la vegetación en las zonas de muestreo), y otras de carácter global, que se suponen indicadoras de las condiciones ambientales generales que experimentan las aves, sea en sus cuarteles de invernada o en sus zonas de reproducción. Teniendo en cuenta que se utilizan índices de abundancia poblacional como variable de respuesta, se asume que estas condiciones deben afectar a las aves palustres bien de forma directa, a través de la disponibilidad de recursos o la probabilidad de supervivencia local, o bien indirectamente, en cuyo caso las poblaciones locales reflejarían la situación global del ambiente para las poblaciones biogeográficas de las que forman parte.

El conjunto de variables ambientales utilizadas (incluidas las variables brutas disponibles y las elaboradas a partir de ellas) se presenta en el Anexo 7.1, y los valores de estas variables se incluyen en el Anexo 7.2.

7.2.3.1. Variables ambientales locales

Variables climáticas locales

Para establecer la relación entre la abundancia de cada especie y las variables ambientales locales en el área de estudio, se dispuso de una submuestra de datos climatológicos (24). Estos se obtuvieron a partir de los registros de la Estación Experimental Agraria de Elche, de la Generalitat Valenciana, ubicada a 11 Km en dirección NE (38° 16' N 00° 41' W), que cubre el periodo 1991-2003. Los parámetros utilizados fueron la precipitación total mensual (mm) y la temperatura media mensual (°C), desde enero a diciembre (véase el Anexo 7.1 para descripción de las variables ambientales).

ESTIVAL	PRTE														A	M	J	J	A	S				
INVERNAL	PRTI									E	F	M										O	N	D
INV-3	PRTI3				J	A	S			E	F	M						J	A	S	O	N	D	
INV-6	PRTI6	A	M	J	J	A	S			E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D			
EST-3	PRTE3									E	F	M	A	M	J	J	A	S						
EST-6	PRTE6							O	N	D	E	F	M	A	M	J	J	A	S					

Tabla 7.1. Periodos utilizados para el cálculo de la precipitación directa y precedente (con 3 ó 6 meses de retardo) a cada periodo estival e invernacional considerado.

A partir de estas variables, y considerando la diferente fenología de las especies, se generaron variables adicionales, indicadoras de las condiciones climáticas locales (que afectan de forma directa a las aves durante su presencia en la zona) y, en el caso de la precipitación total, también con diferente grado de retardo (corto y medio: -3 y -6 meses antes de cada periodo estival/invernacional; Tabla 7.1). Estos periodos se extenderían a los tres meses previos a la invernada (fase más seca del periodo estival) o a todo el periodo estival previo, y a los tres meses previos al periodo estival (fase invernacional de cierta pluviosidad) o al conjunto del periodo invernacional (ver capítulo 3).

En nuestro caso no consideramos los efectos de la precipitación que se pudieran manifestar con un retardo mayor (SÁNCHEZ-LAFUENTE *et al.*, 2001; ALMARAZ y AMAT, 2004), ya que la dinámica de las poblaciones de passeriformes podría estar gobernada, a esta escala temporal, por un conjunto mucho más amplio de factores intrínsecos y extrínsecos, cuyo efecto se intenta no obstante detectar por medio de otras variables (ver más adelante).

Dado que los datos de anillamiento fueron registrados por los anilladores responsables de las Estaciones de Esfuerzo Constante sobre una base anual, a partir de los registros mensuales se generaron variables correspondientes a los valores -totales, máximos, mínimos o medios, según el caso-, para cada año y para cada periodo estival (A-S, en nuestro caso) e invernacional (E-M y O-D), y para los periodos precedentes a cada uno de ellos. Para los meses invernacionales, se utilizaron valores medios de los dos trimestres y semestres precedentes a cada conjunto de meses (Tabla 7.1).

Como quiera que este conjunto aún constituye un número excesivamente alto de variables predictoras, y con el fin de prevenir la aparición de correlaciones espúreas, ha sido necesario realizar una reducción de las mismas. Una de las técnicas habitualmente utilizadas para la reducción de datos es el Análisis de Componentes Principales, que permite utilizar los ejes como nuevas variables (BEJA y ALCÁZAR, 2003; MAZEROLLE *et al.*, 2005 b; TELLERÍA *et al.*, 2005; MARÍN-GUIRAO *et al.*, 2005), siempre que tengan una interpretación biológica fiable basada en los procesos subyacentes (KAPLUNOVSKY, 2005). En nuestro caso se utilizó el Análisis de Componentes Principales (ACP) para resumir las variables meteorológicas brutas (CUETO y LÓPEZ, 1999). En los análisis subsiguientes se utilizaron las coordenadas de los años en los ejes del ACP como variables predictoras (TER BRAAK, 1995).

Estructura de la vegetación en respuesta a la gestión

En las dos parcelas estudiadas, y en una localización intermedia entre ellas, se realizaron al principio del periodo de estudio mediciones de la estructura del carrizo (densidad, altura y número de elementos emergentes). Posteriormente se realizaron nuevas mediciones en el carrizal denso, utilizando los mismos parámetros, con el fin de observar la variación del crecimiento a lo largo del tiempo como consecuencia de alteraciones producidas por quemas y otros tratamientos.

Inicialmente se realizó un seguimiento parcial tras la primera quema (periodo septiembre 1992-agosto 1994) y un seguimiento más exhaustivo a partir de septiembre de 1998 tras la segunda quema en esta parcela. Se tomaron muestras al azar en diferentes puntos de la parcela y se realizaron medidas de la altura y densidad, ésta última en función del número de tallos observados en un cuadrado de un metro de lado.

Para incluir el impacto de la gestión sobre la parcela de carrizal denso como variable, para el periodo 1992-2000 se determinó, después de cada intervención sobre el hábitat realizada por los gestores del PNEF, la altura media de esta formación vegetal (en cm) por medio de ecuaciones de regresión a partir de los muestreos realizados *in situ* (Tabla 7.5). Los valores de esta variable se presentan en el Anexo 7.2 (ver también Capítulo 5).

Estado hídrico del humedal

El efecto de la situación hídrica general del humedal sobre la abundancia fue establecido a partir del nivel medio anual del agua en los embalses (en metros) registrado durante el periodo 1992-2000. Lamentablemente sólo se dispone de valores para los periodos 1992-95 y 1998-2000 (Anexos 7.1 y 2).

7.2.3.2 Variables climáticas zonales o globales.

Condiciones en los cuarteles de invernada subsaharianos

Para evaluar el efecto de las condiciones climáticas en los cuarteles de invernada subsaharianos sobre los residentes estivales en el Hondo, se obtuvieron datos estandarizados sobre precipitación en dicha región (KANUSCAK *et al.*, 2004). Estos datos se publican como anomalías mensuales de precipitación estandarizadas con respecto a los valores medios del periodo cubierto por la serie de datos. Concretamente, se ha utilizado el "índice de precipitación en el Sahel", que proporciona un valor mensual de la anomalía para el periodo 1989-2002, y está disponible *on line* en:

http://www.jisao.washington.edu/data_sets/sahel (MITCHELL, 2003)

Así pues, se determinó la relación entre la abundancia de *Acrocephalus scirpaceus* y *Acrocephalus arundinaceus*, y diversas variables de precipitación calculadas a partir del citado índice (Anexos 7.1 y 2). Se utilizaron cinco variables que representan valores medios de precipitación en otros tantos periodos, siempre correspondientes al año anterior o a los meses previos a la migración de los passeriformes estudiados. Los periodos considerados fueron todo el año, todo el invierno (octubre a marzo), el periodo de junio a octubre, y los 12 y 2 meses precedentes al de inicio de la migración (abril, en este caso). Tales periodos han sido identificados por distintos autores como relevantes a la hora de predecir la condición, supervivencia o cronología de la migración de diversas especies de aves. En el Anexo 7.1 se incluyen las referencias a trabajos en los cuáles se utilizan índices de precipitación similares a los usados aquí como variables predictoras. Para el caso concreto de passeriformes palustres, FOPPEN *et al.* (1999) relacionaron el índice de abundancia de *Acrocephalus schoenobaenus* en Holanda en el año t con el índice de precipitación en el área de invernada en el año $t-1$ (variable MDPY-1), mientras que PEACH *et al.* (1991) relacionan índices de población de esta misma especie con anomalías de precipitación en el Africa occidental durante la estación húmeda precedente (mayo-octubre), equivalente a la variable MDJO-1.

Condiciones climáticas globales en el Paleártico Occidental

Los efectos climáticos globales sobre la región biogeográfica del Paleártico Occidental, en la que se inscribe el ámbito de estudio, son más difíciles de evaluar. No obstante, fenómenos atmosféricos de gran escala, como la Oscilación del Atlántico Norte (NAO, *North Atlantic Oscillation*) parecen estrechamente vinculados a este tipo de efectos, y los índices que los describen han sido utilizados como medida del cambio global.

El índice invernal de la NAO ha sido utilizado como variable predictora en estudios sobre la variación de parámetros fenológicos en aves (BOTH y VISSER, 2001; SANZ, 2002a;), y podría tener utilidad para explicar los cambios en la abundancia de las poblaciones locales de passeriformes, que podría responder bien a fenómenos globales que afectarían por igual al conjunto de la población biogeográfica (en su área de invernada, de reproducción, o en ambas), o a las condiciones locales (en el caso de que

los índices de población no respondieran a dicho índice, pero sí a otras variables relacionadas con el estado del humedal). No obstante, las oscilaciones climáticas globales pueden afectar a los migrantes tanto en sus zonas de invernada como en las de reproducción (MAZEROLLE *et al.*, 2005 a, y las referencias citadas allí), y de forma diferenciada dependiendo de la zona de invernada (NOTT *et al.*, 2002).

La NAO es una fluctuación atmosférica natural a gran escala, entre las regiones subtropical (centrada en las Azores) y subpolar (centrada en Islandia) del Atlántico Norte. Es un fenómeno particularmente importante en invierno, estación en la que ejerce un fuerte control sobre el clima de Europa, y en la que muestra la más intensa variación interdecadal (HURRELL, 1995). El índice invernal de la NAO se cuantifica de diciembre a marzo como la diferencia entre las presiones atmosféricas a nivel del mar de Lisboa (Portugal) y Stykkisholmur/Reykjavik (Islandia), a partir de 1864 (SANZ, 2002a). Puede ser positivo o negativo, y las principales variaciones climáticas se producen cuando permanece durante periodos largos en un modo u otro. Este índice se actualiza periódicamente en la web de la que se han obtenido los valores de la variable:

<http://www.cgd.ucar.edu/cas/jhurrell/indices.html>

El conjunto de los valores de todas estas variables se presenta en el Anexo 7.2.

7.2.4 Selección del índice de abundancia.

Las abundancias absolutas, medias y relativas fueron estimadores comparables de la población dado que su coeficiente de correlación de fue alto y significativo en la mayoría de las especies (valor medio: $r = 0,730$; tabla 7.2).

No obstante, el índice (2) fue adoptado como variable dependiente en los análisis, dado que es el que mejor permite superar las limitaciones impuestas por la fenología de las especies (amplios periodos de ausencia de capturas en las especies no sedentarias), proporcionando una medida de centralización de la fenología global de las especies. Además, ha sido recomendado en trabajos recientes como variable fenológica en los estudios sobre tendencias poblacionales asociadas al cambio climático global (LEMOINE y BÖNNING-GAESE, 2003; LEHIKONEN *et al.*, 2004).

	Correlación de Spearman (r_s)						
ABUNDANCIA	AS	AA	AM	CC	PC	LS	Media
ABSOLUTA vs MEDIA	0,588*	0,901**	0,659*	0,676*	0,692**	0,647*	0,693
ABSOLUTA vs RELATIVA	0,478	0,835**	0,896**	0,445	0,775**	0,856**	0,714
MEDIA vs RELATIVA	0,923**	0,890**	0,791**	0,352	0,863**	0,889**	0,784

Tabla 7.2. Coeficientes de correlación de Spearman entre los índices de abundancia utilizados para cada una de las especies, en la serie temporal 1991-2003. Se indica también el valor medio de las correlaciones. Nivel de significación: * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$.

Para su uso como variable dependiente, este índice fué sometido a una prueba de normalidad (Test de Shapiro-Wilk), incluido en el paquete estadístico "R" (www.r-project.org). La hipótesis nula para esta prueba es que los datos están distribuidos normalmente, rechazándose cuando el valor de p es $< 0,05$. Como éste fue el caso para las abundancias de 3 de las 6 especies estudiadas (Tabla 7.3), en los análisis de correlación se utilizó el coeficiente de Spearman.

Especie:	AS	AA	AM	CC	PC	LS
W	0,8637	0,6882	0,3579	0,9148	0,8162	0,914
P	0,054	0,0006	0,0000	0,2460	0,014	0,2402

Tabla 7.3. Resultados del Test de Shapiro-Wilk. Valores de $p < 0,05$ indica que los datos de abundancia media no están normalmente distribuidos.

7.2.5 Análisis estadístico.

Las tendencias de cada especie a lo largo del periodo estudiado fueron estimadas por medio de modelos de regresión lineal de la abundancia frente al año, para el periodo 1991-2003. Se utilizó como variable dependiente la abundancia anual media o su transformación logarítmica, y como variable independiente el año (THOMAS y MARTÍN, 1996), seleccionando el modelo que proporcionara el menor valor de r ajustado (NUR *et al.*, 1999). La tasa de cambio anual, en las tendencias lineales fue estimada por medio de la fórmula indicada en MARCHANT (1992): $100 [\text{antilog}_{10} (\text{coeficiente de regresión}-1)]$, y mediante el valor de lambda (λ) (EBERHARDT, 2002).

Para analizar el efecto de las variables meteorológicas (climáticas locales y de los cuarteles de invernada) y de las condiciones del hábitat (nivel hídrico de los embalses y altura del carrizo en las zonas de muestreo), se utilizaron correlaciones (r de Spearman) y modelos de regresión múltiple, empleando la serie de datos ambientales y ornitológicos del periodo 1992-2003 (en este caso se excluyó 1991 debido a la carencia de datos meteorológicos para el periodo precedente).

Inicialmente se llevó a cabo un análisis univariante para cada especie seleccionando, para incorporarlas al modelo, sólo aquellas variables climáticas con un coeficiente de correlación cuyo valor de p fuera $<0,2$ (GORDO *et al.*, 2005). En segundo lugar, las variables seleccionadas fueron sometidas a regresiones múltiples por pasos con el fin de encontrar el mejor modelo predictor de la abundancia media anual. Se estableció como nivel de significación $p <0,05$ (en todos los análisis), excepto en aquéllos casos en los que se admiten valores superiores (indicándose esta circunstancia) cuando permiten detectar efectos sutiles de las variables ambientales sobre las especies (BEJA y ALCÁZAR, 2003). Tanto para los análisis de correlación como de regresión se utilizó el paquete estadístico "R" (www.r-project.org)

7.3. Resultados

7.3.1 Variación de los factores ambientales.

La precipitación total registrada a lo largo de la serie 1991-2003 osciló mostrando dos periodos secos (1994-1995 y 1998-2000) en los que los valores fueron claramente inferiores a la media ($\bar{0} = 213,7$; $n=13$), mientras que la temperatura media mostró una primera fase de ascenso (1991-1994), descendió entre 1994 y 1997, para volver a aumentar y mantenerse constante a partir de 1999 (Figura 7.1).

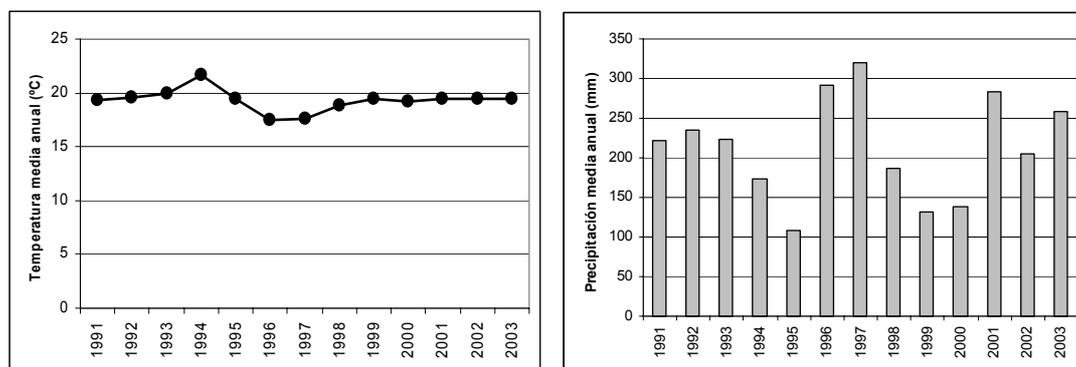


Figura 7.1. Variación de la Temperatura media (°C, izquierda) y la precipitación total (mm, derecha) en el área de estudio durante el periodo 1991-2003.

Sin embargo, no todas las variables climáticas mostraron el mismo comportamiento a lo largo de la serie de años disponible. Aunque no significativamente, la precipitación total de los meses invernales (enero-marzo y octubre-diciembre) tendió a disminuir entre 1991-2003, mientras que la estival (abril-septiembre) tendió a aumentar en ese mismo periodo, lo que sugiere una tendencia hacia inviernos ligeramente más secos y veranos algo más húmedos (Figura 7.2). La temperatura media para estos mismos grupos de meses mostró siempre una tendencia decreciente, lo mismo que la media de las mínimas invernales.

La tendencia de la pluviometría parece contraria a la que se desprende del análisis de series más largas, con una tendencia a la baja en la segunda mitad del S. XX, al menos en el sur de la Península, que se relaciona con el cambio climático. Esta tendencia concuerda con la tendencia positiva del índice NAO observada durante ese mismo periodo (DE CASTRO *et al.*, 2004). No obstante, incluso dentro de estas series, el periodo 1992-2004 representa una fase de recuperación de las precipitaciones subsiguiente a un periodo de sequía. Con respecto a la temperatura, tampoco el periodo de estudio concuerda con las tendencias generales observadas, que detectan elevaciones generalizadas de la temperatura en las décadas finales del s. XX (DE CASTRO *et al.*, 2004).

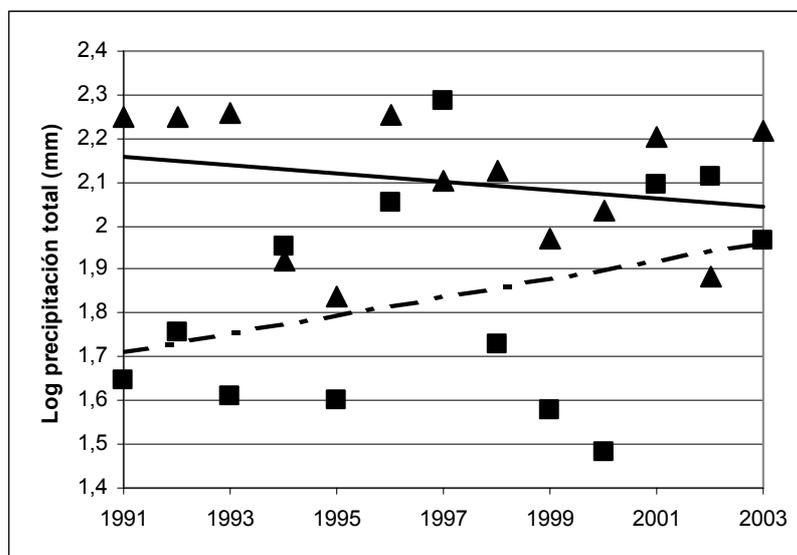


Figura 7.2. Variación y tendencia de la precipitación total estival (cuadrados) e invernal (triángulos) en el área de estudio durante el periodo 1991-2003.

En nuestro caso el Análisis de Componentes Principales (ACP) permitió resumir las variables meteorológicas (Anexo 7.1), con los dos primeros ejes explicando un 73,4% de la variación (inercia total; Anexo 7.3, Figura 7.3). El primer eje (MET1) estuvo correlacionado negativamente con la precipitación total, con la precipitación estival directa y con las variables de precipitación total precedente a los meses invernales, y positivamente con todas las variables térmicas, de manera que opuso años lluviosos, con cierta precipitación durante la estación seca, a años caracterizados fundamentalmente por altas temperaturas.

El segundo eje (MET2) estuvo correlacionado negativamente con la temperatura mínima invernal, y con la precipitación acumulada durante los tres meses precedentes al invierno, y positivamente con la precipitación invernal directa y con la registrada durante los tres meses precedentes al verano, pudiendo interpretarse como un eje de rigor invernal que opone los años con inviernos más fríos y algo húmedos (1992-93), a años con inviernos benignos pero secos (1995 y 2002). En los análisis subsiguientes se utilizaron las coordenadas de los años en los ejes del ACP como nuevas

variables predictoras.

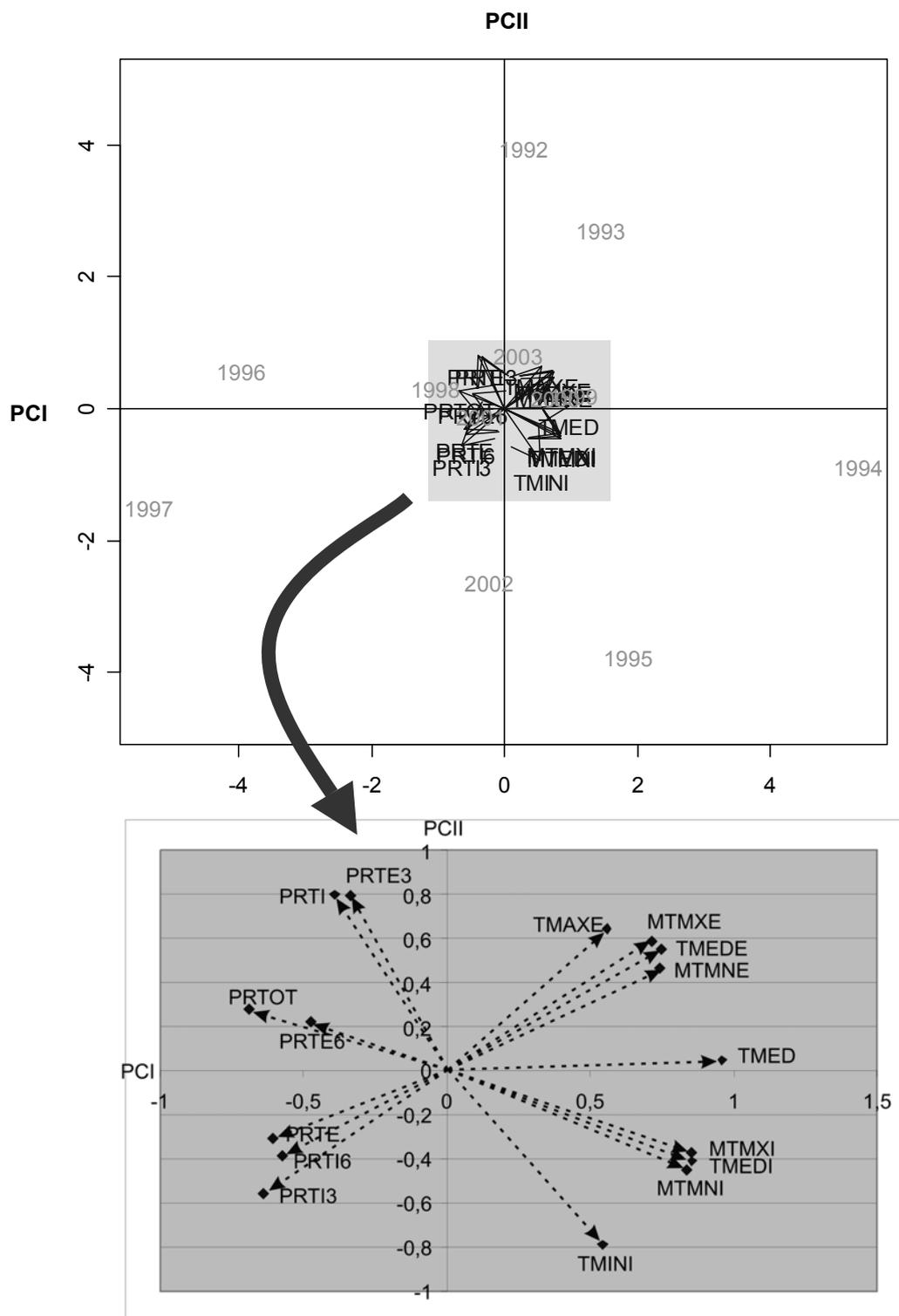


Figura 7.3. Representación de las coordenadas de los casos (años) y variables (vectores representados en la zona ampliada), en los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (ACP), utilizado para reducir la información de las variables meteorológicas locales

En la tabla 7.4 se presentan las características estructurales de los carrizales estudiados. Es la parcela 2 (carrizal intermedio) la que presenta valores más altos en términos de densidad, diámetro y altura del carrizo, debido principalmente a la ausencia de manejos llevados a cabo en esta zona desde 1992. Estas características correspondería a la fase intermedia de evolución del carrizal hacia la fase de carrizal-saladar (parcela 3) donde los valores de densidad, altura y diámetro del carrizal son menores, estando además caracterizada ésta última parcela por una gran cobertura de plantas o arbustos halófilos de porte medio. Finalmente, la parcela 1 (carrizal monoespecífico denso) presenta características intermedias en los valores de densidad, altura y diámetro del carrizal, siendo indicativo de los manejos ocurridos en esta zona a lo largo del periodo de estudio. No obstante, no se apreciaron diferencias significativas en los valores medios de densidad en las tres parcelas de estudio (Test t-student, Parcela 1-Parcela 2: $t_{11} = 0.02109$, $p > 0.05$; Parcela 1 - Parcela 3: $t_9 = 0.0682$, $p > 0.05$; Parcela 2 - Parcela 3: $t_8 = 0.0757$, $p > 0.05$).

	Media	SD	n	rango
PARCELA 1 - CARRIZAL DENSO (3 Ha)				
Densidad (Tallos/m ²)	32,6	28,3	7	8 - 50
Altura (cm)	313,8	69,7	8	240 - 420
Diámetro (mm)	10,4	3,8	23	5 - 17
ZONA INTERMEDIA (1,5 Ha)				
Densidad (Tallos/m ²)	33,0	34,6	6	8 - 100
Altura (cm)	400	-	-	200 - 400
Diámetro (mm)	16,0	3,8	16	8 - 20
PARCELA 2 - CARRIZAL-SALADAR (2,5 Ha)				
Densidad (Tallos/m ²)	31,5	9,2	4	20 - 42
Altura (cm)	101,1	23,1	14	60 - 150
Diámetro (mm)	4,3	1,4	13	3 - 8

Tabla 7.4. Características de la estructura de *Phragmites communis* en las parcelas de estudio (incluida una parcela de situación intermedia) obtenidas en Febrero de 2000.

En la figura 7.4 se aprecia como evoluciona el carrizo tras la quema efectuada en septiembre de 1992. Se observa como la altura aumenta en las primeras etapas hasta alcanzar un valor óptimo de 4 metros en abril de 1995, transcurridos aproximadamente dos años después de la quema. A diferencia de la segunda quema, la altura alcanzada es mayor y en un mayor tiempo.

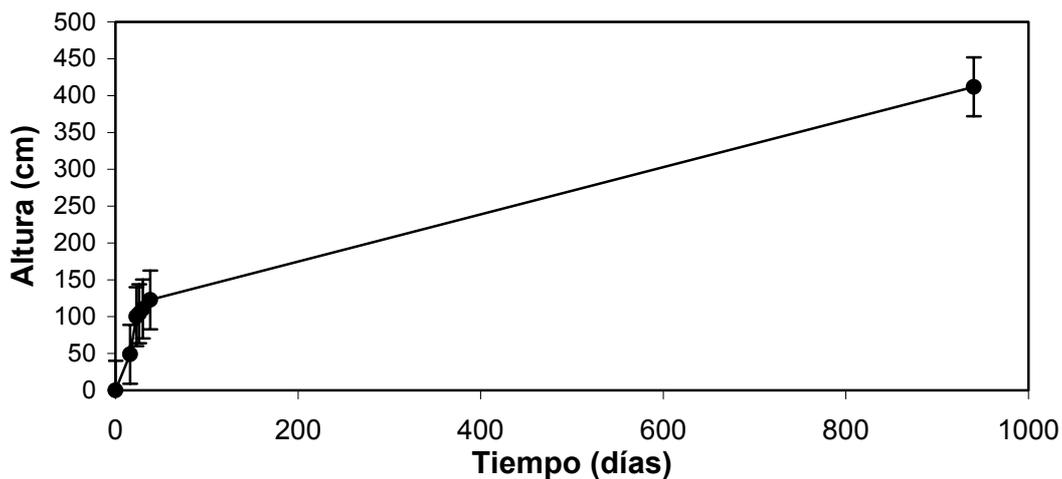


Figura 7.4. Evolución de la altura media del carrizo tras la primera quema en Septiembre 1992 en el carrizal denso.

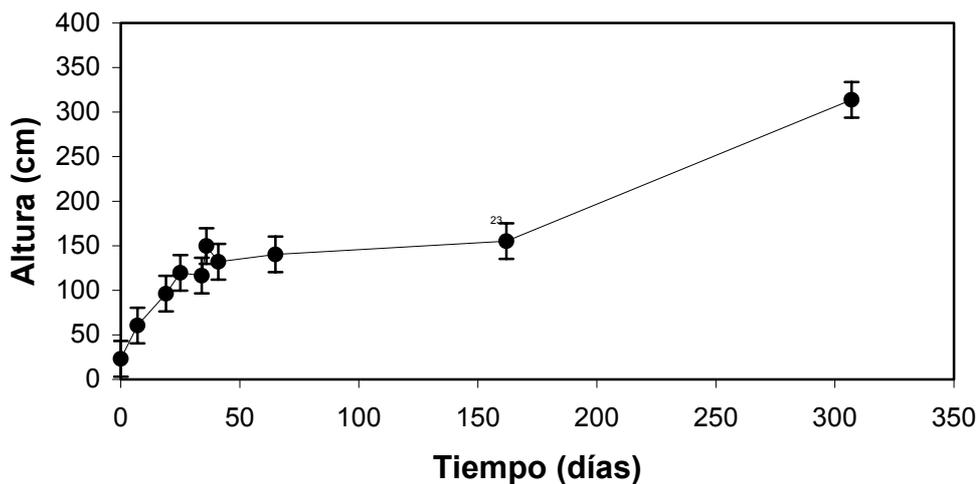


Figura 7.5. Evolución de la altura media del carrizo tras la segunda quema en Septiembre 1998 en el carrizal denso.

La evolución de la altura media del carrizo tras la segunda quema se ha estudiado más detalladamente (Figura 7.5) y experimenta un máximo ascendente desde el momento de la quema (finales de octubre de 1998) con dos máximos en su altura. El primero de ellos en la primavera siguiente (Abril 1999) y un segundo máximo en febrero del siguiente año. Estos cambios en la altura podrían deberse a sucesivas variaciones en la fisiología del crecimiento del carrizo en las sucesivas primaveras, cambios en la deposición de nutrientes a lo largo del ciclo de vida o a cambios en los niveles hídricos en el sustrato.

Las ecuaciones de regresión proporcionan modelos de ajuste significativos (primera quema: altura = $87.7 + 0.367 \cdot \text{Tiempo}$; $r^2 = 0.974$; $n = 5$; $P = 0.00$; segunda quema: altura = $84.2 + 0.608 \cdot \text{Tiempo}$; $r^2 = 0.445$; $P = 0.049$; $n = 7$), que permiten estimar el proceso de recuperación del carrizal en altura (Tabla 7.5).

	Altura estimada (cm)	Límites de Confianza 95%
Primavera 1992	424.5	358.3 - 490.7
Invierno 1992	131.8	105.4 - 158.3
Primavera 1993	175.8	149.1 - 202.7
Invierno 1993	230.9	199.2 - 262.7
Primavera 1994	286.1	246.1 - 326.1
Invierno 1994	385.2	326.9 - 443.5
Primavera 1995	424.5	358.3 - 490.7
Invierno 1995	424.5	358.3 - 490.7
Primavera 1996	424.5	358.3 - 490.7
Invierno 1996	424.5	358.3 - 490.7
Primavera 1997	424.5	358.3 - 490.7
Invierno 1997	424.5	358.3 - 490.7
Primavera 1998	424.5	358.3 - 490.7
Invierno 1998	123.7	93.2 - 154.1
Primavera 1999	214.8	107.4 - 322.2
Invierno 1999	378.9	110.5 - 647.2
Primavera 2000	122.5	93.2 - 154.1
Invierno 2000	214.8	107.4 - 322.2

Tabla 7.5. Altura estimada de *Phragmites* en la parcela de carrizal denso a partir de las ecuaciones de crecimiento: (i) $\text{Altura} = 87.7 + 0.367 \cdot \text{Tiempo}$ y (ii) $\text{Altura} = 84.2 + 0.608 \cdot \text{Tiempo}$.

7.3.2 Tendencias en los índices. Relación con las variables ambientales.

Durante el periodo 1991-2003, la abundancia media anual aumentó a lo largo de los años en todas las especies (Figura 7.6), aunque la tendencia fue significativa sólo en el caso de *Acrocephalus scirpaceus* (Tabla 7.6, Figura 7.7).

Las tasas de cambio de la población oscilaron entre valores de un 13,8% para *Acrocephalus scirpaceus* y un 10,0% para *Phylloscopus collybita* (Tabla 7.6), con una media para las 7 especies de 10,97%.

	Especies						
	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	<i>Cettia cetti</i>	<i>Phylloscopus collybita</i>	<i>Luscinia svecica</i>	<i>Panurus biarmicus</i>
Variable	Log ₁₀ AS	Log ₁₀ (AA+1)	Log ₁₀ (AM+1)	Log ₁₀ CC	Log ₁₀ PC	Log ₁₀ LS	Log ₁₀ PB
Pendiente	0,14	0,00032	0,00278	0,1128	0,000309	0,00006	0,00048
R² ajustado	0,51	0,16	0,072	0,084	-0,058	0,082	-0,023
F	12,45	3,19	1,86	2,019	0,395	1,98	0,74
p	0,005**	0,104	0,203	0,1857	0,543	0,188	0,408
Lambda	1,1503	1,0003	0,9972	1,1194	1,0003	1,0001	1,0005
Tasa cambio 1991-2003 (%)	13,80	10,00	10,06	12,96	10,00	10,00	10,01

Tabla 7.6. Resultados del análisis de tendencias (modelos de regresión lineal) y tasas de cambio de la población, expresada como lambda (λ ; EBERHARDT, 2002), y según la fórmula de MARCHANT (1992), calculadas a partir de las regresiones lineales para la serie temporal 1991-2003. Nivel de significación: * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

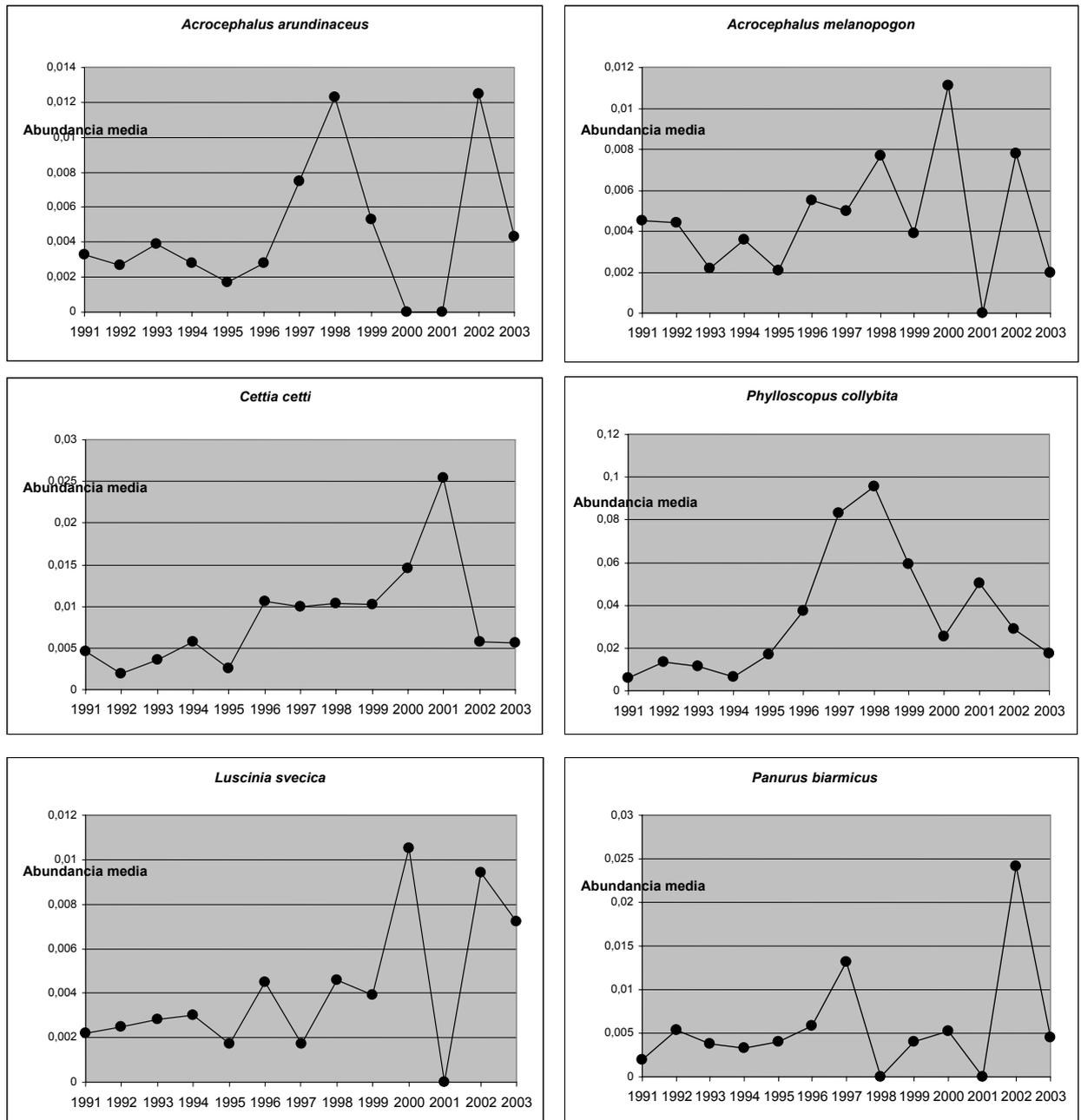


Figura 7.6. Cambios en la abundancia anual media de las seis especies estudiadas que no presentan un modelo de regresión significativo con respecto al año.

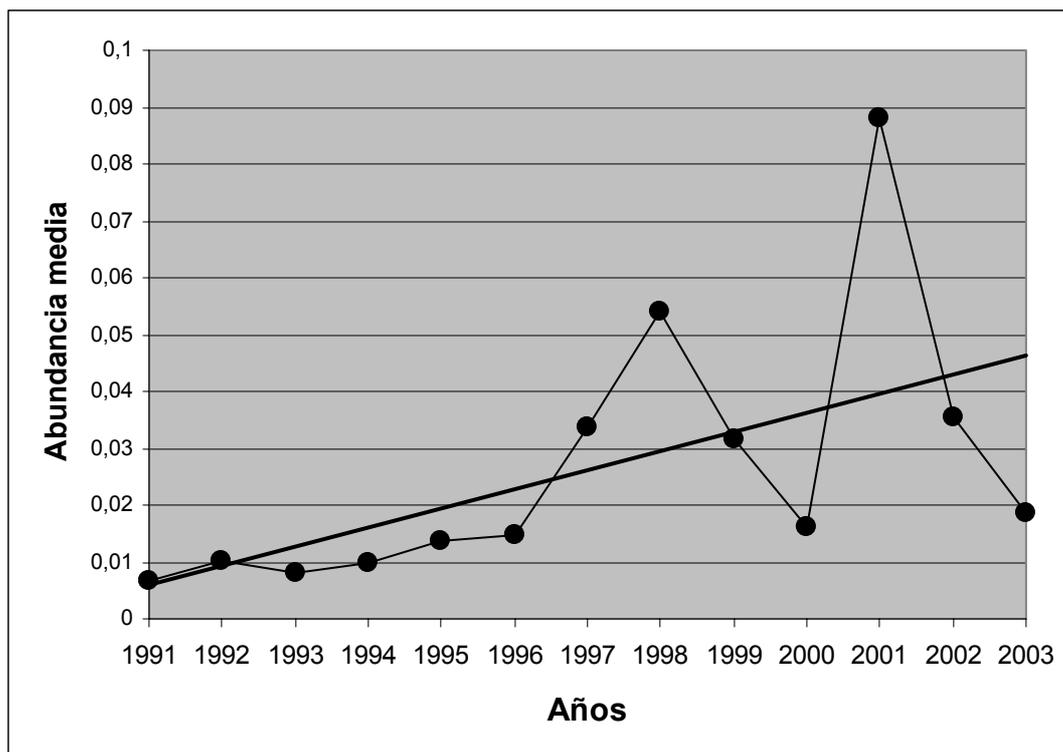


Figura 7.7. Tendencia en la abundancia anual media del Carricero Común *Acrocephalus scirpaceus*.

El análisis inicial de correlación entre las variables ambientales seleccionadas en el apartado 7.3.1 y las abundancias medias de las especies sólo dió resultados significativos para una especie y una variable (correlación negativa entre la abundancia media de *Acrocephalus arundinaceus* y el índice NAO-1; r de Spearman=-0,7; $p < 0,05$), y marginalmente significativos para *Acrocephalus scirpaceus*, *Cettia cetti* y *Phylloscopus collybita*, cuyas abundancias mostraron correlación negativa con MET1 (r de Spearman=-0,5; $p < 0,1$). *Acrocephalus scirpaceus* también correlaciona negativa aunque no significativamente con NAO-1 (r de Spearman=-0,58; $p = 0,052$).

Lo que sugiere que *Acrocephalus arundinaceus* se relaciona principalmente con variables ambientales globales o externas al área de estudio, como la situación atmosférica general y la precipitación en los cuarteles de invernada. Así, también correlaciona positivamente, aunque no significativamente, con las anomalías de precipitación en el Sahel en los dos meses previos a la migración (MD-2M): $r_s = 0,5$; $p = 0,08$, si bien al mismo tiempo muestra correlación positiva con el nivel de los embalses ($r_s = 0,68$; $p = 0,08$).

En cambio, las relaciones de *A. scirpaceus*, *C. cetti* y *Ph. collybita* con las variables ambientales sugieren una respuesta positiva a la precipitación total, a la precipitación estival directa y a las variables de precipitación total precedente a los meses invernales, y negativa con todas las variables térmicas, de manera que resultan más abundantes en años lluviosos, con cierta precipitación durante la estación seca, y más escasos en los caracterizados fundamentalmente por altas temperaturas.

Las dos variables externas al área de estudio con coeficientes de correlación más altos (NAO-1 y MD-2M) estuvieron correlacionadas negativamente entre sí ($r_s = -0,61$; $p = 0,03$). Los valores de MET1 también correlacionaron negativamente, aunque no significativamente con el nivel de los embalses ($r_s = -0,63$; $p = 0,1$), lo que sugiere algún efecto de la precipitación sobre dicha variable, por otra parte controlada por la gestión humana.

Aunque no existe correlación entre las variables meteorológicas locales y el índice global, los patrones climáticos afectados por dicho índice, y sus efectos meteorológicos y ecológicos locales son complejos y requieren más investigación (WEATHERHEAD, 2005).

		Índice de abundancia						
		Especies estivales		Especies invernantes				Especie sedentaria
		AS	AA	AM	CC	PC	LS	PB
Variables del hábitat	Altura carrizo	0,0339	0,0847	-0,4068	0,0678	0,1191	0,1912	0,4170
	Nivel embalses	0,3964	0,6847	0,2162	0,4684	0,6181	0,2883	-0,3545
Variables meteorológicas reducidas (ACP)	MET1	-0,5384	-0,2521	-0,1748	-0,5113	-0,5779	0,2066	-0,3543
	MET2	-0,3916	0,0105	0,0489	-0,0525	-0,0315	0,3993	-0,1017
Índices de precipitación en el Sahel ¹	MDPY-1	0,0035	-0,0280	-	-	-	-	-
	MDJO-1	0,1678	-0,1716	-	-	-	-	-
	MDPW	0,0769	0,0245	-	-	-	-	-
	MD-2M	-0,0139	0,5113	-	-	-	-	-
	MD-12M	0,3356	0,1506	-	-	-	-	-
NAO-1		-0,5804	-0,7145*	-0,3216	0,0070	-0,1856	-0,1681	-0,3087

Tabla 7.7. Correlaciones (r de Spearman) entre las abundancias medias de las especies en El Hondo y las variables ambientales. Nivel de significación: * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$. Sombreado = valores de $p < 0,2$. (¹): sólo migrantes de largo recorrido.

7.3.3 Modelos de regresión.

Utilizando como variables independientes sólo aquellas con un coeficiente de correlación con $p < 0,2$ (Tabla 7.7; GORDO *et al.*, 2005), el análisis de regresión múltiple por pasos proporcionó los siguientes modelos de respuesta para los dos migrantes transaharianos (Tabla 7.8):

		Variable dependiente:					Significación del modelo total
		Log (ASMED)					
Variables predictoras:		Coef.	t	p	R ²	R ² _a	
NAO-1		-0,15	-1,84	0,09	0,25	0,17	F _{1,10} =3,4; p=0,09
+MET1	NAO-1	-0,13	-1,36	0,2	0,26	0,10	F _{2,9} =1,6; p=0,24
	MET1	-0,03	-0,44	0,66			
		Log (AAMED+1)					
Variables predictoras:		Coef.	t	p	R ²	R ² _a	Significación del modelo total
NAO-1		- 0,00068	- 2,68	0,0 2	0,4 1	0,3 6	F _{1,10} =7,2; p=0,02
+MD-2M	NAO-1	-0,0007	-2,56	0,03	0,42	0,29	F _{2,9} =3,3; p=0,08
	MD-2M	-0,00000	-0,33	0,74			
+EMB	NAO-1	- 0,00008	- 0,28	0,7 9	0,6 6	0,3 2	F _{3,3} =1,9; p=0,29
	MD-2M	0,00000	1,1	0,3 4			
	EMB	0,0005	0,75	0,5			

Tabla 7.8. Modelos de regresión múltiple entre las abundancias medias de los migrantes de largo recorrido en El Fondo y las variables ambientales seleccionadas.

La abundancia media de los dos *Acrocephalus* estivales (migrantes de largo recorrido), aparece relacionada fundamentalmente con la situación atmosférica general (NAO-1). Los modelos de regresión simple, no obstante, explicaron sólo el 25 y el 41% de la varianza, respectivamente, para *Acrocephalus scirpaceus* y *arundinaceus*. La inclusión de nuevas variables ambientales no incrementó sustancialmente estos porcentajes, y en ningún caso proporcionó modelos estadísticamente significativos.

Sólo en el caso del Carricero Tordal (*A. arundinaceus*) el modelo simple fue estadísticamente significativo, y la relación negativa entre la abundancia media y el índice NAO-1 se mantuvo después de tener en cuenta el efecto de la precipitación en los cuarteles de invernada (MD-2M), aunque el modelo total sólo fue marginalmente significativo ($p=0,08$).

7.4 Discusión.

Las tendencias observadas indican globalmente incrementos en las poblaciones de todas las especies palustres tratadas en el presente capítulo durante el periodo 1991-2003, siendo las tasas medias de cambio de un 10,97% para esta serie de años. Estas tasas son similares a las descritas para la mayoría de estas especies en Europa en el periodo 1970-1990, donde se describen tendencias estables o incrementos por debajo del 20% (TUCKER y HEATH, 1994).

Esto podría indicar que las especies palustres estudiadas han incrementado sus poblaciones o han permanecido estables en las últimas décadas del siglo XX como consecuencia de una situación hídrica (local) y climática (zonal y global) favorable, inscrita no obstante dentro de la dinámica del cambio climático global en el área mediterránea (SANZ, 2002b; VALLADARES, *et al.*, 2004), que puede augurar un futuro comprometido a algunas especies. Esta impresión se ve apoyada, en el caso de los estivales por la relación negativa con el índice NAO, cuyos valores más altos se asocian a descensos de la precipitación en la Península Ibérica (CASTRO *et al.*, 2004; VALLADARES *et al.* 2004). De forma similar, los modelos lineales generalizados (GLM) en los que NOTT *et al.* (2002) incorporan índices climáticos globales (NAO y ENSO), explican porcentajes de variación en la productividad de las aves terrestres entre el 50 y el 90%. Estos porcentajes son más altos que el máximo explicado por los modelos simples de regresión de nuestras abundancias medias con el índice NAO, pero apoyan la existencia de una influencia semejante.

De las especies descritas en el presente capítulo la mayoría han continuado con tendencias estables o en aumento en 1990-2000 en Europa (Carricero Común, Carricerín Real, Mosquitero Común, Pechiazul y Bigotudo), salvo el Carricero Tordal que ha experimentado un ligero descenso, ostentando todas sin embargo estatus "seguro", aunque en algún caso provisionalmente (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). En España, durante esta misma década, la tendencia es negativa para el Carricerín Real y el Bigotudo, e indeterminada para el Carricero Común y Tordal, Ruiseñor Bastardo, Mosquitero Común y Pechiazul (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004).

La tendencia que muestra la única especie cuyo índice de abundancia se relacionó significativamente con el año -Carricero Común *Acrocephalus scirpaceus* (Figura 7.7)- concuerda además con la que manifiesta a escala nacional en el Programa SACRE (ESCANDELL, 2006), si bien se trata de dos series temporales no exactamente coincidentes (los datos de la primera década de este programa son del período 1996-2005). El índice SACRE agregado, además, muestra picos que no coinciden con las fluctuaciones que muestra la especie en El Fondo, si bien esto no contradice la similitud de ambas tendencias. De hecho la tendencia local podría reflejar factores externos con influencia sobre la supervivencia y la productividad general de las poblaciones ibéricas, que produjeran respuestas ligeramente desfasadas dentro de una tendencia similar. Las tendencias de las especies estudiadas a nivel nacional y europeo, según las revisiones recientes de su estatus de conservación (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004 a y b), muestran a *Acrocephalus scirpaceus* como una especie estable entre 1970-2000 en el

conjunto de Europa, y con tendencia indeterminada en España durante el período 1990-2000 (ver Cap. 2).

Excepto *Acrocephalus arundinaceus* y *Phylloscopus collybita*, que se relacionaron positiva (aunque no significativamente) con el nivel de los embalses, las variables del hábitat local no contribuyen a explicar los cambios en la abundancia. Aún así, es posible que las dos variables estructurales utilizadas, pese a su evidente importancia en la configuración de los humedales (PARACUELLOS, 2001), sean de grano demasiado grueso para detectar efectos locales sobre las poblaciones residentes o migradoras. Diversos estudios ponen de manifiesto la preferencia de las especies palustres por determinados rasgos estructurales o tróficos -no estudiadas por nosotros- (por ejemplo, LEISLER, 1981; HOI y HOI, 2001; PARACUELLOS, 2001; POULIN *et al.* 2002), que podían ayudar a explicar la dinámica local, y cuya conexión con la gestión antrópica proporcionaría una base más sólida para la conservación.

De igual modo, las variables meteorológicas locales podrían estar afectando a la capacidad de carga del hábitat en cierta medida, ya que al menos tres especies responden positivamente a los periodos lluviosos y térmicamente más suaves. Tal como se ha visto, los primeros años de este siglo (los últimos de la serie estudiada) se han caracterizado por un relativo aumento de las precipitaciones estivales. No obstante estas variables podrían ser incapaces de capturar las complejas interacciones entre el clima local y los procesos ecológicos que los índices climáticos globales reflejan de una forma aproximada (HALLET *et al.*, 2004).

La precipitación es el principal factor limitante de la productividad en climas mediterráneos (HERRERA, 1980; SORIGUER, 1981; OLEA *et al.*, 1991), teniendo un importante efecto predictor sobre los parámetros reproductivos en muchas especies de este bioma (RODRIGUEZ y BUSTAMANTE, 2003) influenciando la abundancia de alimento (SILLET *et al.*, 2000; MORRISON y BOLGER, 2002) y por ende la condición de las aves reproductoras (VALENCIA *et al.*, 2000). La llegada de las lluvias otoñales, que ponen fin al período de sequía estival, favorecen una explosión de diversos recursos tróficos. Este aumento de la productividad de la vegetación, pero también de la actividad de la fauna invertebrada, es influida adicionalmente por las variaciones regionales en la temperatura (SANTOS y TELLERÍA, 1985; TELLERÍA *et al.*, 1987). El benigno invierno peninsular puede proveer de recursos variados a diversas poblaciones de migrantes presaharianos (y a las poblaciones sedentarias) con requerimientos diversos que se asientan en un marco geográfico muy variado (SENAR y BORRÁS, 2004).

En los ambientes acuáticos, la precipitación por sí sola, o en combinación con variables asociadas al manejo antrópico (gestión hidráulica, aprovechamiento agrícola), puede condicionar localmente la situación hídrica, afectando a la productividad del sistema de transición acuático-terrestre que constituyen los humedales. El caso de El Hondo es paradigmático en este sentido, ya que su situación hídrica responde de forma combinada al bombeo artificial de agua, su distribución para riego, y los aportes hídricos naturales (VIÑALS *et al.*, 2001; FUENTES, 2005), todos ellos condicionados en distinta medida por las condiciones climáticas.

Los efectos de la precipitación previa o directa sobre un medio acuático manejado como El Hondo no deben ser tan evidentes como los que este factor ejerce en otros humedales naturales (AMAT, 1980, 1984a, 1984b; AMAT y FERRER, 1988; SÁNCHEZ-LAFUENTE *et al.*, 2001; ALMARAZ y AMAT, 2004). No obstante, cabe esperar una mejora de las condiciones del hábitat -en especial, un aumento de las zonas de alimentación y la disponibilidad de presas-, en años con mayores precipitaciones. La relación positiva de al menos dos especies con el nivel de los embalses puede deberse a un aumento de las zonas de alimentación o incluso a una mejora del hábitat de nidificación al incrementarse la extensión y duración del área inundada (que proporcionaría una mayor protección frente a predadores). En este sentido GRAVELAND (1998) observó que los Carriceros Tordales nidificaban casi exclusivamente en carrizales inundados, que representan el primer estadio en la sucesión en una marisma dominada por este tipo de vegetación, e IVANITSKII *et al.* (2002) citan el abandono de carrizales por esta misma especie tan pronto como el agua se aleja de ellos. De la misma manera, LOPEZ y TORRES-PINHEIRO (2000) consideran que la desecación de los carrizales supone la principal amenaza para esta especie en el PNEF, afectando a sus efectivos poblacionales. En el Delta del Ebro, la abundancia de los Carriceros Común y Tordal fue mayor en formaciones altas, permanentemente inundadas y casi monoespecíficas de *Phragmites* (MARTINEZ-VILALTA *et al.*, 2002).

Tampoco pueden descartarse efectos de distinto signo a consecuencia de la gestión de la vegetación (corta, quema), no detectados en el presente estudio, como el efecto de la corta sobre las poblaciones de artrópodos que sirven como presa a las aves (SCHMIDT *et al.*, 2005).

Aunque las causas últimas de la influencia de la precipitación sobre las aves en los humedales no están establecidas con precisión, se sabe que en algunos casos este factor es un buen predictor de la abundancia de las poblaciones de anátidas y ardeidas en periodos subsiguientes a los episodios de precipitación, con diferente grado de retardo (WALMSLEY y MOSER, 1981; ROBLEDANO, 1986; GILBERT *et al.*, 2002). En particular, en periodos de baja disponibilidad hídrica, la precipitación podría ejercer un papel importante sobre la calidad del hábitat y la disponibilidad de recursos para los passeriformes.

No obstante lo anterior, los escenarios climáticos futuros apuntan hacia situaciones en las que simultáneamente podrían presentarse escasas precipitaciones y una menor disponibilidad de recursos hídricos a causa de una mayor presión de la demanda (IGLESIAS *et al.*, 2004). Por ello, las tendencias observadas a lo largo de la serie estudiada se podrían ver truncadas en respuesta al deterioro de la calidad del hábitat, comprometiendo el mantenimiento de la biodiversidad asociada al carrizal.

En cualquier caso, resulta notoria la utilidad de este tipo de programas de seguimiento a largo plazo para detectar o confirmar respuestas poblacionales a distintas escalas (DUNN y RALPH, 2004; MAZEROLLE *et al.*, 2005 a), si bien se hace necesario ampliar su enfoque incrementando la intensidad y precisión en la toma de datos tanto biológicos (edad, condición, índices de productividad, competencia) como del hábitat (estructura,

recursos tróficos). Dado que las especies difieren en su respuesta al cambio climático, dependiendo de las interacciones bióticas y ecológicas, las predicciones sobre la dinámica poblacional no podrán concretarse hasta que mejore el conocimiento de los mecanismos específicos de respuesta (HALLET *et al.*, 2004; SCHAEFER *et al.*, 2006).

Bibliografía.

- ALMARAZ, P. y AMAT, J.A. 2004. Multi-annual spatial and numeric dynamics of the whiteheaded duck *Oxyura leucocephala* in southern Europe: seasonality, density dependence and climatic variability. *Journal of Animal Ecology*, 73: 1013-1023.
- ALVAREZ, M.G., TRON, F. y MAUCHAMP, A. Sexual versus asexual colonization by *Phragmites australis*: 25-year reed dynamics in a Mediterranean marsh, Southern France. *Wetlands*, 25(3): 639-647.
- AMAT, J.A. 1980. Descripción de la comunidad de patos del Parque Nacional de Doñana. *Doñana, Acta Vertebrata*, 8: 125-158.
- AMAT, J. A. 1984a. Las poblaciones de aves acuáticas en las lagunas andaluzas: composición y diversidad durante un ciclo anual. *Ardeola*, 31(1): 61-79.
- AMAT, J. A. 1984b. Ecological segregation between Red-crested pochard *Netta rufina* and Pochard *Aythya ferina* in a fluctuating environment. *Ardea*, 72: 229-233.
- AMAT, J. A. y FERRER, X. 1988. Respuesta de los patos invernantes en España a diferentes condiciones ambientales. *Ardeola*, 35: 59-70.
- BALDI, A. 2001. Factors influencing passerine bird communities breeding in a changing marshland. En: HOI, H. (Ed.). *The ecology of reed birds*. Biosystematics and Ecology Series, No. 18. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien: 11-25.
- BALMER, D y PEACH, W., 1996. Population Changes on Constant Effort Sites: 1994-1995. *BTO News* 203, 10-11.
- BEJA, P. y ALCÁZAR, R. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114: 317-326.
- BERMEJO, A. 2004. *Migratología, estructura y dinámica poblacional de paseriformes asociados a vegetación de ribera*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2004. *Birds in Europe. Population Estimates, Trends and Conservation Status*. Birdlife Conservation Series, 12.
- BLUMS, P., CLARK, R.G y MEDNIS, A. 2002. Patterns of reproductive effort and success in birds: path analyses of long-term data from European ducks. *Journal of Animal Ecology* 71: 280-295.
- CALVO, J.F y IBORRA, J., 1986. *Estudio ecológico de la laguna de la Mata*. Instituto de Estudios Juan Gil Albert, Alicante.

- CASTANY, J. 2004. *El Carricerín real (Acrocephalus melanopogon) en el PN del Prat de Cabanes-Torreblanca*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
- CASTRO, M. de; MARTÍN-VIDE, J. y ALONSO, S. 2004. 1. El clima de España: pasado, presente y escenarios de clima para el S. XXI. En: MORENO, J. (Coord.). *Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático*. Ministerio de Medio Ambiente: 1-64 (<http://www.mma.es/oecc/impactos2.htm>).
- CHAMBERLAIN, D.E., FULLER, R.J., GARTHWAITE, D.G y IMPEY, A.J. 2001. A comparison of farmland bird density and species richness in lowland England between two periods of contrasting agricultural practice. *Bird Study*, 48: 245-251.
- CMA, 1995. *Manual de las Estaciones de Esfuerzo Constante (CES)*. CMA/SEO, Madrid.
- COWLEY, E. y SIRIWARDENA, G.M. 2005. Long-term variation in survival rates of Sand Martins *Riparia riparia*: dependence on breeding and wintering ground weather, age and sex, and their population consequences. *Bird Study*, 52: 237-251.
- CUETO, V.R. y LÓPEZ, J. 1999. Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *Journal of Biogeography*, 26: 487-492.
- DUNN, E.H. y RALPH, C.J.. 2004. The use of mist nets as a tool for bird population monitoring. En: C.J. RALPH y E.H. DUNN (Eds.). *Monitoring bird populations using mist nets*. Studies in Avian Biology, 29: 1-6
- EBERHARDT, L.L. 2002. A paradigm for population analysis of long-lived vertebrates. *Ecology*, 83(10): 2841-2854.
- ESCANDELL, V. 2006. *Seguimiento de las Aves Comunes Nidificantes en España. Programa SACRE. Informe 1996-2005*. SEO/Birdlife.
- FOPPEN, R., TER BRAAK, C., VERBOOM, J. y REIJNEN, R. 1999. Dutch Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* and West African rainfall: empirical data and simulation modeling show low population resilience in fragmented marshland. *Ardea*, 87: 113-127.
- FORCHHAMMER, M.C., POST, E. y STENSETH, N. CHR. 2002. North Atlantic Oscillation timing of long- and short- distance migration. *Journal of Animal Ecology* 71, 1002-1015.
- GILBERT, G., TYLER, G.A. y SMITH, K.W. 2002. Local annual survival of booming male Great Bittern *Botaurus stellaris* in Britain, in the period 1990-1999. *Ibis*, 51-61.
- GORDO, O., BROTONS, LL., FERRER, X y COMAS, P. 2005. Do changes in climate patterns in wintering areas affect the timing of the spring arrival of tran-Saharan migrant birds?. *Global Change Biology*, 11: 12-21.

- GRAVELAND, J. 1998. Reed die-back, water level management and the decline of the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* in the Netherlands. *Ardea*, 86: 187-201.
- HALLETT, T.B., COULSON, T., PILKINGTON, J.G., CLUTTON-BROCK, T.H., PEMBERTON, J.M. y GRENFELL, T. 2004. Why large-scale climate indices seem to predict ecological processes better than local weather. *Nature*, 430: 71-75.
- HERRERA, C.M., 1980. Composición y estructura de dos comunidades mediterráneas de passeriformes. *Doñana Acta Vertebrata*, 7(4): 1-340.
- HOI, H. y HOI, CH. 2001. Habitat selection and habitat use of the Bearded Tit (*Panurus biarmicus*). En HOI, H (Ed). *The ecology of reed birds. Biosystematics and Ecology Series*, 18. Austrian Acad. Sci. Press. Vienna. Pp 73-85.
- HOLMES, R.T. y SHERRY, T.W. 2001. Thirty-year bird population trends in an unfragmented temperate deciduous forest: importance of habitat change. *The Auk*, 118(3): 589-609.
- HUIN, N. y SPARKS, T.H., 1998. Arrival and progression of the Swallow *Hirundo rustica* through Britain. *Bird Study* 45, 361-370.
- HUIN, N. y SPARKS, T.H. 2000. Spring arrival patterns of the Cuckoo *Cuculus canorus*, Nightingale *Luscinia megarhynchos* and Spotted Flycatcher *Muscicapa striata* in Britain. *Bird Study* 47, 22-31.
- HURRELL, J.W. 1995. Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: regional temperatures and precipitation. *Science*, 269: 676-679.
- IGLESIAS, A., ESTRELA, T. y GALLART, F. 2004. 7. Impactos sobre los recursos hídricos. En: MORENO, J. (Coord.). *Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático*. Ministerio de Medio Ambiente: 303-353. (<http://www.mma.es/oecc/impactos2.htm>)
- IVANITSKII, V.V.; MAROVA, I.M.; KVARTAL'NOV, P.V. 2002. Structure and Dynamics of Multispecies Reed Warbler Community *Acrocephalus* (Passeriformes, Sylviidae) in Steppe Lakes. *Zoologichesky Zhurnal*, 81(7): 833-840.
- JOVANI, R. y TELLA, J.L. 2004. Age-related environmental sensitivity and weather mediated nestling mortality in white storks *Ciconia ciconia*. *Ecography*, 27: 611-618.
- KAPLUNOVSKY, A.S. 2005. Factor analysis in environmental studies. *HAIT Journal of Science and Engineering B*, 2(1-2): 54-94.
- KANUSCAK, P., HROMADA, M., TRYJANOWSKY, P. y SPARKS, T. 2004. Does climate at different scales influence the phenology and phenotype of the River Warbler *Locustella fluviatilis*?. *Oecologia*, 141: 158-163.

- KIRBY, J.S. 1997. Influence of environmental factors on the numbers and activity of wintering Lapwings and Golden Plovers. *Bird Study* 44, 97-110.
- LEHIKOINEN, E., SPARKS, T y ZALAKEVICIUS, M. 2004. Arrival and Departure dates. In: Möller, A.P., Fiedler, W y Berthold, P.(Eds.). *Birds and Climate Change. Advances Ecol. Res.*, 35: 1-31.
- LEISLER, B. 1981. Die ökologische einmischung der mitteleuropaäischen Rohrsänger (*Acrocephalus, Sylviinae*). I. Habitattrennung. *Die Vogelwarte*, 341: 45-374.
- LÓPEZ, G. y TORRES-PINHEIRO, R. 2000. Abundancia de Passeriformes Palustres en carrizales sometidos a diferentes impactos en el parque natural de El Hondo (Alicante). En CARBONELL, R y JULIÁ, M. (Eds): *Actas de las XIII Jornadas Ornitológicas Españolas*. SEO/ Birdlife. Madrid. Pp: 183-185.
- LÓPEZ, G y MONRÓS, J., 2003. Bigotudo (*Panurus biarmicus*). In: R. Martí and J.C del Moral (Editors) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp 504-505. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- MARCHANT, J.H., 1992. Recent trends in breeding populations of some common trans-Saharan migrant birds in northern Europe. *The Ibis* 134, 113-119.
- MARCHANT, J y WILSON, A., 1995. Common Bird Census: 1993-1994 index Report. *BTO News* 198, 9-12.
- MARÍN-GUIRAO, L., MARÍN, A., LLORET, J., MARTÍNEZ, E. y GARCÍA, A.J. 2005. Effects of mining wastes on a seagrass ecosystem: metal accumulation and bioavailability, seagrass dynamics an associated community structure. *Marine Environmental Research*, 60: 317-337.
- MARTÍNEZ VILALTA, J., BERTOLERO, A., BIGAS, D., PAQUET, J.I. y MARTÍNEZ VILALTA, A. 2002. Habitat selection of Passerine birds nesting in the Ebro Delta (NE Spain): management implications. *Wetlands*, 22: 318-325.
- MAZEROLLE, D.F., DUFOUR, K.W., HOBSON, K.A. y DEN HAAN H.E. 2005 a. Effects of large-scale climatic fluctuations on survival and production of young in a Neotropical migrant songbird, the yellow warbler *Dendroica petechia*. *Journal of Avian Biology*, 36: 155-163.
- MAZEROLLE, M.J., DESROCHERS, A. y ROCHEFORT, L. 2005 b. Landscape characteristics influence pond occupancy by frogs after accounting for detectability. *Ecological Applications*, 15(3): 824-834.
- MØLLER, A.P., 2002. North Atlantic Oscillation (NAO) effects of climate on the relative importance of first and second clutches in a migratory passerine bird. *Journal of Animal Ecology* 71, 201-210.

- MORRISON, S.A. y BOLGER, D.T., 2002. Variation in a sparrow's reproductivity success with rainfall: food and predator-mediated processes. *Oecologia* 133, 315-324.
- MOSS, R., OSWALD, J y BAINES, D. 2001. Climate change and breeding success: decline of the capercaillie in Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 70, 47-61.
- MULLIE, W.C., BROWER, J. y SCHOLTE, P. 1995. Numbers, distribution and habitat of wintering White Storks in th east-central Sahel in relation to rainfall, food and anthropogenic influences. En: BIBER, O., ENGGIST, P., MARTÍ, C. y SÁLATHÉ, T. (Eds.). Proceedings of the International Symposium on the White Stork (Western Population). Basel, 1994: 219-240.
- NOTT, M.P., DeSANTE, D.F., SIEGEL, R.B. y PYLE, P. 2002. Influences of the El Niño/Southern Oscillation and the North Atlantic Oscillation on avian productivity in forests of the Pacific Northwest of North America. *Global Ecology & Biogeography*, 11(4): 333-342.
- NUR, N., JONES, S.L., y GEUPEL, G.R. 1999. *A statistical guide to data análisis of avian monitoring programs*. U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- OLEA, L., PAREDES, J. y VERDASCO, M.P., 1991. Características y producción de los pastos de las dehesas del S.O. de la Península Ibérica. *Pastos*, 20-21: 131-156.
- PARACUELLOS, R. 2001. *Estructura y conservación de las comunidades de aves en humedales del sudeste iberico (Almería, España)*. Tesis Doctoral, Universidad de Almería.
- PARMESAN, C. y YOHE, G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421:37-42.
- PARMESAN,C., ROOT, T.L. y WILLIG, M.R. 2000. Impacts of Extreme Weather and Climate on Terrestrial Biota. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81 (3): 443-450.
- PEACH, W., BAILLIE, S y UNDERHILL, L., 1991. Survival of British Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in relation to West African rainfall. *The Ibis* 133, 300-305.
- PEACH, W y BAILLIE, S. 1995. Population changes on Constant Effort Sites. 1993-1994. *BTO News* 197, 8-9.
- PEACH, W.J., BUCKLAND, S.T y BAILLIE, S.R., 1996. The use of constant effort mist-netting to measure between-year changes in the abundance and productivity of common Passerines. *Bird Study* 43, 142-156.
- PEACH, W.J., BAILLIE, S.R y BALMER, D.E., 1998. Long-term changes in the abundance of passerines in Britain and Ireland as measured by constant effort mist-netting. *Bird Study* 45, 257-275.

- PEACH, W.J., FURNESS, R.W y BRENCHLEY, A., 1999. The use of ringing to monitor changes in the numbers and demography of birds. *Ringing & Migration* 19 (suppl.), 57-66.
- PEIRÓ, I.G y ESTEVE SELMA, M.A., 2001. *Ecología de los Passeriformes del carrizal del Parque Natural del Hondo*. Instituto de Cultura Juan Gil Albert, Alicante.
- PEÑUELAS, J., FILELLA, I y COMAS, P., 2002. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 8, 531-544.
- POULIN, B., LEFEBVRE, G y PILARD, P., 2000. Quantifying the breeding assemblage of reedbed passerines with mist-net and point-count surveys. *Journal of Field Ornithology* 71, 443-454.
- POULIN, B., LEFEBVRE, G y MAUCHAMP, A. 2002. Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation* 107, 315-325.
- PRZSYBYLO, R., SHELDON, B.C y MERILÄ, J.A., 2000. Climatic effects on breeding and morphology: evidence for phenotypic plasticity. *Journal of Animal Ecology* 69, 395-403.
- REDPATH, S.M., ARROYO, B.E., ETHERIDGE, B., LECKIE, F., BOUWMAN, K y THIRGOOD, S.J., 2002. Temperature and hen harrier productivity: from local mechanisms to geographical patterns. *Ecography* 25, 533-540.
- ROBINSON, R.A., LEARMONTH, J.A., HUTSON, A.M., MACLEOD, C.D., SPARKS, T.H., LEECH, D.I., PIERCE, G.J., REHFISCH, M.M. y CRICK, H.Q.P. 2005. *Climate Change and Migratory Species*. BTO Research Report 414.
- ROBLEDANO, F., 1986. *La población de Tarro Blanco Tadorna tadorna del sureste español. Aproximación ecológica y etológica*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Murcia.
- RODRIGUEZ, C. y BUSTAMANTE, J., 2003. The effect of weather on lesser kestrel breeding success: can climate change explain historical population declines?. *Journal of Animal Ecology* 72, 793-810.
- SAETHER, B.E., TUFTO, J., ENGEN, S., JERSTAD, K., RØSTAD, O. W. y SKÁTAN, J. E. 2000. Population Dynamical Consequences of Climate Change for a Small Temperate Songbird. *Science*, 287: 854-856.
- SAGE, R.B y ROBINSON, P.A. 1996. Factors affecting songbird communities using new short rotation coppice habitats in spring. *Bird Study* 43, 201-213.
- SÁNCHEZ-LAFUENTE, A.M., VALERA, F., GODINO, A. y MUELA, F. 2001. Natural and human-mediated factors in the recovery and subsequent

- expansion of the Purple swamphen *Porphyrio porphyrio* L. (Rallidae) in the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*, 10: 851–867.
- SANTOS, T. y TELLERÍA, J. L. 1985. Patrones generales de la distribución invernal de Passeriformes en la Península Ibérica. *Ardeola*, 32: 17-30.
- SANZ, J.J. 2002a. Climate change and breeding parameters of great and blue tits throughout the Western Palaearctic. *Global Change Biology* 8, 409-422.
- SANZ, J.J. 2002b. Climate change and birds: have their ecological consequences already been detected in the Mediterranean region?. *Ardeola* 49, 109-120.
- SANZ, J.J., 2003. Large-scale effect of climate change on breeding parameters of pied flycatchers in Western Europe. *Ecography* 26, 45-50
- SENAR J.C. y BORRÁS, A. 2004. Sobrevivir al invierno: estrategias de las aves invernantes en la península Ibérica. *Ardeola*, 51(1): 133-168.
- SCHAEFER, T., LEDEBUR, G., BEIER, J. y LEISLER, B. 2006. Reproductive responses of two related coexisting songbird species to environmental changes: global warming, competition, and population sizes. *J. Ornithol.*, 147: 47–56.
- SCHMIDT, M.H., LEFEBVRE, G., POULIN, B y TSCHARNTKE, T. 2005 Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. *Biological Conservation*, 121: 157-166.
- SINASSAMY, J.M. y MAUCHAMP, A. 2002. *Roselières: Gestion fonctionnelle et patrimoniale*. ATEN edit., Fondation EDF, Reserves Naturelles de France & Station Biologique Tour du Valat publ., Cahiers Techniques, N° 63: 1-96.
- SILLET, T.S., HOLMES, R.T y SHERRY, T.W., 2000. Impacts of a global climate cycle on population dynamics of a migratory songbird. *Science* 288, 2040-2042.
- SORIGUER, R.C., 1981. Biología y dinámica de una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus* L.) en Andalucía occidental. *Doñana, Acta Vertebrata* 8, 1-379.
- SZÉP, T. 1995. Relationship between West African rainfall and the survival of the Central European adult sand martin (*Riparia riparia*) population. *Ibis*, 137: 162-168.
- TAYLOR, A.J. y O'HALLORAN, J. 1999. *The Decline of the Corn Bunting (Miliaria calandra) in the Republic of Ireland, with reference to other seed eating farmland birds*. The Heritage Council.
- TELLERÍA, J.L., SANTOS, T. y CARRASCAL, L.M. 1987. La invernada de los passeriformes (O. Passeriformes) en la Península Ibérica. En: TELLERÍA,

- J.L. (Ed). *Invernada de aves en la Península Ibérica. Monografías SEO Nº 1*. Pp.: 153-166.
- TELLERÍA, J.L., RAMÍREZ, A. y PÉREZ-TRIS, J. 2005. Conservation of seed-dispersing migrant birds in Mediterranean habitats: Shedding light on patterns to preserve processes. *Biological Conservation*, 124: 493-502.
- TER BRAAK, C.J.F. 1995. Ordination. En: *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge (UK), Cambridge University Press: 91-173.
- THOMAS, L. y MARTIN, K. 1996. The importance of analysis method for Breeding Bird Survey Population Trend Estimates. *Conservation Biology*, 10(2): 479-90.
- THOMPSON P.M. y GROSBOIS, V. 2002. Effects of Climate Variation on Seabird Population Dynamics. *Directions in Science*, 1: 50-52.
- TUCKER, G.M y HEATH, M.F. 1994. *Birds in Europe: their conservation Status*. Birdlife International (Birdlife Conservation Series no. 3), Cambridge. UK.
- TUCKER, G.M y EVANS, M.I. 1997. *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. Birdlife International (Birdlife Conservation Series no.6), Cambridge, UK.
- VALENCIA, J., DE LA CRUZ, C. y CARRANZA, J., R., 2000. Second broods in a Mediterranean cooperatively-breeding corvid: the Azure-winged Magpie. *Etología*, 8: 25-28.
- VALLADARES, F., PEÑUELAS, J. y DE LUIS, E. 2004. 2. Impactos sobre los ecosistemas terrestres. En: MORENO, J. (Coord.). *Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático*. Ministerio de Medio Ambiente: 65-112 (<http://www.mma.es/oecc/impactos2.htm>)
- VIÑALS, M.J., COLOM, W., RODRIGO, T., DASI, M.J., ARMENGOL, J., OLTRA, R. y MIRACLE, R., 2001. Rasgos característicos de un humedal mediterráneo artificializado y su problemática ambiental: El Hondo de Elche (Alicante, España). *Humedales mediterraneos* 1, 147-154.
- WALLS, S.S., KENWARD, R.E y HOLLOWAY, G.J. 2005. Weather to disperse? Evidence that climatic conditions influence vertebrate dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 74: 190-97.
- WALMSLEY, J.G. y MOSER, M.E. 1981. The winter food and feeding habits of Shelduck in the Camargue, France. *Wildfowl*, 32: 99-106.
- WEATHERHEAD, P.J. 2005. Effects of climate variation on timing of nesting, reproductive success, and offspring sex ratios of red-winged blackbirds. *Oecologia*, 144: 168-175.
- WILSON, A.M., HENDERSON, A.C.B y FULLER, R.B., 2002. Status of the Nightingale *Luscinia megarhynchos* in Britain at the end of the 20th

Century with particular reference to climate change. *Bird Study* 49, 193-204.

Anexo 7.1. Descripción de las variables utilizadas (incluyendo las generadas a partir de las variables brutas).

Variable	Descripción	Observaciones/Referencia a su uso en otros trabajos:
VARIABLES AMBIENTALES:		
Meteorológicas locales (brutas):36		
TMEDE	Temperatura media en enero (°C)	
TMEDF	Temperatura media en febrero (°C)	
TMEDM	Temperatura media en marzo (°C)	
TMEDA	Temperatura media en abril (°C)	
TMEDMY	Temperatura media en mayo (°C)	
TMEDJ	Temperatura media en junio (°C)	
TMEDJL	Temperatura media en julio (°C)	
TMEDAG	Temperatura media en agosto (°C)	
TMEDS	Temperatura media en septiembre (°C)	
TMEDO	Temperatura media en octubre (°C)	
TMEDN	Temperatura media en noviembre (°C)	
TMEDD	Temperatura media en diciembre (°C)	
TMAXE	Temperatura Máxima en enero (°C)	
TMAXF	Temperatura Máxima en febrero (°C)	
TMAXM	Temperatura Máxima en marzo (°C)	
TMAXA	Temperatura Máxima en abril (°C)	
TMAXMY	Temperatura Máxima en mayo (°C)	
TMAXJ	Temperatura Máxima en junio (°C)	
TMAXJL	Temperatura Máxima en julio (°C)	
TMAXAG	Temperatura Máxima en agosto (°C)	
TMAXS	Temperatura Máxima en septiembre (°C)	
TMAXO	Temperatura Máxima en octubre (°C)	
TMAXN	Temperatura Máxima en noviembre (°C)	
TMAXD	Temperatura Máxima en diciembre (°C)	
TMINE	Temperatura Mínima en enero (°C)	
TMINF	Temperatura Mínima en febrero (°C)	
TMINM	Temperatura Mínima en marzo (°C)	
TMINA	Temperatura Mínima en abril (°C)	
TMINMY	Temperatura Mínima en mayo (°C)	
TMINJ	Temperatura Mínima en junio (°C)	
TMINJL	Temperatura Mínima en julio (°C)	
TMINAG	Temperatura Mínima en agosto (°C)	
TMINS	Temperatura Mínima en septiembre (°C)	
TMINO	Temperatura Mínima en octubre (°C)	
TMINN	Temperatura Mínima en noviembre (°C)	
TMIND	Temperatura Mínima en diciembre (°C)	
PRE	Precipitación total en enero (mm)	
PRF	Precipitación total en febrero (mm)	
PRM	Precipitación total en marzo (mm)	
PRA	Precipitación total en abril (mm)	
PRMY	Precipitación total en mayo (mm)	
PRJ	Precipitación total en junio (mm)	
PRJL	Precipitación total en julio (mm)	
PRAG	Precipitación total en agosto (mm)	
PRS	Precipitación total en septiembre (mm)	
PRO	Precipitación total en octubre (mm)	
PRN	Precipitación total en noviembre (mm)	
PRD	Precipitación total en diciembre (mm)	
Meteorológicas locales (resumidas):16		
PRTOT	Precipitación total anual (mm)	CASTANY, 2004; WALLS et al., 2005
PRTI	Precipitación total invernal (mm): E-M y O-D	ALMARAZ y AMAT, 2004; CASTANY, 2004
PRTI3	Precipitación total invernal – 3 m (mm): JI-S	ALMARAZ y AMAT, 2004
PRTI6	Precipitación total invernal – 6 m (mm): A-S	ALMARAZ y AMAT, 2004
PRTE	Precipitación total estival (mm): A-S	ALMARAZ y AMAT, 2004
PRTE3	Precipitación total estival – 3 m (mm): E-M	CASTANY, 2004; SANCHEZ-LAFUENTE et al., 2005

PRTE6	Precipitación total estival – 6 m (mm): O-M	SANCHEZ-LAFUENTE <i>et al.</i> , 2005
TMED	Temperatura media anual (°C)	(similar a la media invernal)
TMEDI	Temperatura invernal media (°C): E-M y O-D	WALLS <i>et al.</i> , 2005
TMINI	Temperatura mínima absoluta invernal (°C): E-M y O-D	CASTANY, 2004
MTMXI	Media de las máximas invernales (°C): E-M y O-D	CASTANY, 2004; WALLS <i>et al.</i> , 2005
MTMNI	Media de las mínimas invernales (°C): E-M y O-D	CASTANY, 2004; WALLS <i>et al.</i> , 2005
TMEDE	Temperatura estival media (°C): A-S	(similar a la media invernal)
TMAXE	Temperatura máxima absoluta estival (°C): A-S	(similar a la mínima invernal)
MTMXE	Media de las máximas estivales (°C): A-S	(similar a la media de las máximas invernales)
MTMNE	Media de las mínimas estivales (°C): A-S	(similar a la media de las mínimas invernales)

Meteorológicas locales reducidas (ACP):

MET1	Ver descripción en el texto
MET2	Ver descripción en el texto

Meteorológicas externas (Cuarteles de invernada):

MDPY-1	Índice Precipitación Sahel: media desviaciones año anterior (mm)	MULLIÉ <i>et al.</i> , 1995; FOPPEN <i>et al.</i> , 1999.
MDJO-1	Índice Precipitación Sahel: media desviaciones Junio-Octubre año anterior (mm)	MULLIÉ <i>et al.</i> 1995; PEACH <i>et al.</i> , 1991
MDPW	Índice Precipitación Sahel: media desviaciones invierno anterior: O-M (mm)	MULLIÉ <i>et al.</i> 1995
MD-2M	Índice Precipitación Sahel: media desviaciones 2 meses previos migración (mm)	GORDO <i>et al.</i> , 2005
MD-12M	Índice Precipitación Sahel: media desviaciones 12 meses previos migración (mm)	GORDO <i>et al.</i> , 2005

Meteorológicas externas (Zona de reproducción):

NAO-1	Índice NAO I (ver descripción en el texto)
-------	--

Estructura del hábitat:

ACARR	Altura media anual del carrizo (cm)
EMB	Altura media de los Embalses (m)

INDICES DE ABUNDANCIA:

Abundancia local de Passeriformes:

ASABS	Abundancia absoluta de <i>Acrocephalus scirpaceus</i> (Ind/Hora x m ² red)
ASMED	Abundancia media de <i>Acrocephalus scirpaceus</i> (Ind/Hora x m ² red)
ASREL	Abundancia relativa de <i>Acrocephalus scirpaceus</i> (Ind/Hora x m ² red)
AAABS	Abundancia absoluta de <i>Acrocephalus arundinaceus</i> (Ind/Hora x m ² red)
AAMED	Abundancia media de <i>Acrocephalus arundinaceus</i> (Ind/Hora x m ² red)
AAREL	Abundancia relativa de <i>Acrocephalus arundinaceus</i> (Ind/Hora x m ² red)
AMABS	Abundancia absoluta de <i>Acrocephalus melanopogon</i> (Ind/Hora x m ² red)
AMMED	Abundancia media de <i>Acrocephalus melanopogon</i> (Ind/Hora x m ² red)
AMREL	Abundancia relativa de <i>Acrocephalus melanopogon</i> (Ind/Hora x m ² red)
CCABS	Abundancia absoluta de <i>Cettia cetti</i> (Ind/Hora x m ² red)
CCMED	Abundancia media de <i>Cettia cetti</i> (Ind/Hora x m ² red)
CCREL	Abundancia relativa de <i>Cettia cetti</i> (Ind/Hora x m ² red)
PCABS	Abundancia absoluta de <i>Phylloscopus collybita</i> (Ind/Hora x m ² red)

PCMED	Abundancia media de <i>Phylloscopus collybita</i> (Ind/Hora x m ² red)
PCREL	Abundancia relativa de <i>Phylloscopus collybita</i> (Ind/Hora x m ² red)
LSABS	Abundancia absoluta de <i>Luscinia svecica</i> (Ind/Hora x m ² red)
LSMED	Abundancia media de <i>Luscinia svecica</i> (Ind/Hora x m ² red)
LSREL	Abundancia relativa de <i>Luscinia svecica</i> (Ind/Hora x m ² red)
PBABS	Abundancia absoluta de <i>Panurus biarmicus</i> (Ind/Hora x m ² red)
PBMED	Abundancia media de <i>Panurus biarmicus</i> (Ind/Hora x m ² red)
PBREL	Abundancia relativa de <i>Panurus biarmicus</i> (Ind/Hora x m ² red)

Anexo 7.2. Valores de las variables ambientales originales y de las generadas a partir de ellas.

VARIABLES AMBIENTALES:													
Meteorológicas locales (brutas):36													
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
TMEDE	11,8	10,59	12,415	13,76	16,625	12,675	10,5	11,26	12,845	10,95	12,85	12,95	12,2
TMEDF	11,9	12,63	12,765	14,89	19,565	11,25	12,825	11,625	13,165	14,95	13,2	14,5	12,05
TMEDM	15,7	14,83	15,14	16,82	15,56	13,34	13,025	13,715	15,035	15,6	17,65	15,8	15,1
TMEDA	16,6	17,795	17,92	17,935	15,275	16,23	15,48	15,625	18,395	17,75	17,4	16,25	16,25
TMEDMY	18,6	21,255	21,36	22,09	19,62	18,375	19,095	20,015	22,195	21,45	19,9	19,2	19,45
TMEDJ	25,1	22,37	25,38	25,37	21,89	22,905	22,625	24,37	24,91	23,95	24,6	24,5	26
TMEDJL	28	30,4	26,945	29,815	25,61	25,445	23,325	27,495	26,55	26,25	26,15	25,65	27,95
TMEDAG	28,2	28,595	28,235	29,99	25,17	25,84	24,475	27,295	26,45	26,35	27,4	25,95	28,6
TMEDS	27,1	24,615	27,885	27	22,48	21,92	22,97	25,435	24,495	23,95	24,35	24,85	25
TMEDO	19,4	19,87	20,31	23,725	21,66	17,23	20,825	20,23	20,875	20,4	22	21,3	20,5
TMEDN	15,9	17,82	16,72	21,405	16,97	14,02	14,765	16,9	14,59	15	14,7	17,55	16,55
TMEDD	13,2	14,89	14,69	18,01	13,735	11,17	11,18	12,45	13,675	13,3	12,15	15,25	13,65
TMAXE	17,1	15,18	17,97	18,52	22,28	16,31	14,02	15,61	17,31	15,1	17,5	17,3	16,9
TMAXF	17,3	18,17	16,41	20,46	25,45	15,94	17,93	15,73	18,44	20,3	18,7	20,6	16,5
TMAXM	20,5	20,13	20,09	22,26	20,75	17,68	18,89	19,85	20,3	20,8	23,8	21,1	20
TMAXA	22,7	24,18	23,7	23,53	20,55	20,96	19,87	21,66	24,41	22,8	23,1	21,6	21,3
TMAXMY	24,9	27,21	26,45	27,21	24,75	23,35	24,08	24,62	27,35	26,2	24,7	24,9	24,5
TMAXJ	31,3	28,44	30,71	30,46	26,2	27,54	27,74	29,36	30,03	28,4	30	29,5	31,1
TMAXJL	34,2	36,39	31,52	34,69	30,41	30,09	28,48	32,43	31,01	30,7	30,8	30,5	33,1
TMAXAG	35,2	34,44	33,02	34,94	29,59	30,13	29,48	31,56	31,33	30,4	31,8	30,4	33,7
TMAXS	32,4	29,56	30,7	31,92	27,56	26,69	27,33	29,98	29,83	28,8	28,4	29,4	29,4
TMAXO	24,8	25,29	25,18	27,73	24,88	22,01	25,46	25,92	24,81	25	26,6	26,1	24,9
TMAXN	21	23,74	20,39	25,76	21,5	18,64	19,1	21,5	18,82	19,8	18,7	22,4	20,8
TMAXD	17,4	18,95	19,78	22,74	17,79	14,93	15,36	17,4	18,17	18,5	16,1	19,5	18,3
TMINE	6,4	6	6,86	9	10,97	9,04	6,98	6,91	8,38	6,8	8,2	8,6	7,5
TMINF	6,6	7,09	9,12	9,32	13,68	6,56	7,72	7,52	7,89	9,6	7,7	8,4	7,6
TMINM	11	9,53	10,19	11,38	10,37	9	7,16	7,58	9,77	10,4	11,5	10,5	10,2
TMINA	10,5	11,41	12,14	12,34	10	11,5	11,09	9,59	12,38	12,7	11,7	10,9	11,2
TMINMY	12,4	15,3	16,27	16,97	14,49	13,4	14,11	15,41	17,04	16,7	15,1	13,5	14,4
TMINJ	18,8	16,3	20,05	20,28	17,58	18,27	17,51	19,38	19,79	19,5	19,2	19,5	20,9
TMINJL	21,7	24,41	22,37	24,94	20,81	20,8	18,17	22,56	22,09	21,8	21,5	20,8	22,8
TMINAG	21,2	22,75	23,45	25,04	20,75	21,55	19,47	23,03	21,57	22,3	23	21,5	23,5
TMINS	21,8	19,67	25,07	22,08	17,4	17,15	18,61	20,89	19,16	19,1	20,3	20,3	20,6
TMINO	14,1	14,45	15,44	19,72	18,44	12,45	16,19	14,54	16,94	15,8	17,4	16,5	16,1
TMINN	10,7	11,9	13,05	17,05	12,44	9,4	10,43	12,3	10,36	10,2	10,7	12,7	12,3
TMIND	9,1	10,83	9,6	13,28	9,68	7,41	7	7,5	9,18	8,1	8,2	11	9
PRE	81,6	3	0	2,5	0	23,8	49,5	33,5	1,5	33,6	5,4	10,3	7,6
PRF	23,4	114,5	63,3	0	4,5	23	2,7	15,3	20,7	0	32,8	0	13,4
PRM	36,4	27,8	26	3,2	12,8	18,9	16,6	4	32,2	7,7	1,2	14	12,5
PRA	8	2,5	0	38,1	19,2	29,7	54,9	7,3	1,7	2,4	17,7	46,4	40,5
PRMY	8,1	2,5	20,8	3,1	0	19,2	16	25,7	4,9	9,7	10,7	29,8	44,9
PRJ	5,5	50,6	10,3	4,9	8,6	0	31,9	0	0	7,5	22,8	8,2	2,2
PRJL	0	0	0	0	0	14,1	4,5	0	1,3	1	4,6	0	0
PRAG	0	0	0	0	2,8	0	4,2	0	0,4	0	0	38,2	0
PRS	22,8	1,7	9,8	44	9,4	49,8	82,4	20,7	29,5	9,7	67,8	6,6	5
PRO	28,8	18	17,8	53,8	6	31,2	33,5	0	25,4	55,9	31,9	13,2	69,4
PRN	5,9	7	39,3	16,9	1,8	57	8,5	28,1	12,9	2,8	36,8	19	27,2
PRD	1,9	6,6	35,5	6,8	43,8	25,5	16,1	52,8	0,4	8,5	50,9	20,1	35,5
Meteorológicas locales (resumidas):16													
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
PRTOT	222,4	234,2	222,8	173,3	108,9	292,2	320,8	187,4	130,9	138,8	282,6	205,8	258,2
PRTI		176,9	181,9	83,2	68,9	179,4	126,9	133,7	93,1	108,5	159	76,6	165,6
PRTI3		12,25	5,75	26,9	28,1	38,05	77,5	55,9	25,95	20,95	41,55	58,6	24,9
PRTI6		50,85	49,1	65,5	65,05	76,4	153,35	123,8	45,75	34,05	76,95	126,4	110,9
PRTE		57,3	40,9	90,1	40	112,8	193,9	53,7	37,8	30,3	123,6	129,2	92,6
PRTE3		145,3	89,3	5,7	17,3	65,7	68,8	52,8	54,4	41,3	39,4	24,3	33,5
PRTE6		181,9	120,9	98,3	94,8	117,3	182,5	110,9	135,3	80	106,6	143,9	85,8

TMED	19,6	20	21,7	19,5	17,5	17,6	18,9	19,4	19,2	19,4	19,5	19,4	
TMEDI	15,11	15,34	18,10	17,35	13,28	13,85	14,36	15,03	15,03	15,43	16,23	15,01	
TMINI	6,00	6,86	9,00	9,68	6,56	6,98	6,91	7,89	6,80	7,70	8,40	7,50	
MTMXI	20,24	19,97	22,91	22,11	17,59	18,46	19,34	19,64	19,92	20,23	21,17	19,57	
MTMNI	9,97	10,71	13,29	12,60	8,98	9,25	9,39	10,42	10,15	10,62	11,28	10,45	
TMEDE	24,17	24,62	25,37	21,67	21,79	21,33	23,37	23,83	23,28	23,30	22,73	23,88	
TMAXE	36,39	33,02	34,94	30,41	30,13	29,48	32,43	31,33	30,70	31,80	30,50	33,70	
MTMXE	30,04	29,35	30,46	26,51	26,46	26,16	28,27	28,99	27,88	28,13	27,72	28,85	
MTMNE	24,17	24,62	25,37	21,67	21,79	21,33	23,37	23,83	23,28	23,30	22,73	23,88	
Meteorológicas locales reducidas (ACP):													
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
MET1	0,288	1,455	5,319	1,855	-3,954	-5,349	-1,031	1,025	0,762	-0,36	-0,224	0,212	
MET2	3,96	2,717	-0,851	-3,755	0,588	-1,474	0,315	0,226	0,178	-0,093	-2,619	0,809	
Meteorológicas externas (Cuarteles de invernada):													
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
MDPY-1	7,67	-12,75	-44,75	17,92	-13,83	-14,75	-20,50	214,25	119,42	-32,83	53,08	-14,75	7,67
MDJO-1	10,60	-65,60	-67,20	45,40	-42,80	-17,00	-54,60	23,40	38,80	-46,60	7,20	-28,60	10,60
MDPW	38,00	-23,00	-1,50	12,67	-6,67	11,33	401,50	15,83	193,17	-18,67	-9,33	25,00	38,00
MD-2M	89,50	-15,50	44,50	-23,00	-26,50	45,50	1227,50	66,00	-24,50	-27,50	3,50	-23,50	89,50
MD-12M	19,83	-30,92	-34,75	6,67	-14,42	-2,58	180,25	16,75	104,42	-33,42	66,08	-21,58	19,83
Meteorológicas externas (Zona de reproducción):													
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
NAO-1	1,03	3,28	2,67	3,03	3,96	-3,78	-0,2	0,72	1,7	2,8	-1,89	0,76	
Estructura del hábitat:													
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
ACARR	424,5	278,15	203,35	335,65	424,5	424,5	424,5	274,1	296,85	168,65	NA	NA	NA
EMB	NA	0,53	1,03	0	0	NA	NA	1,08	0,99	0,87	NA	NA	NA
INDICES DE ABUNDANCIA:													
Abundancia local de Passeriformes:													
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
ASABS	0,0464	0,4675	0,3800	0,2347	0,2186	0,2196	0,6764	0,8079	0,5394	0,3191	0,2645	0,7073	0,3530
ASMED	0,0066	0,0102	0,0081	0,0098	0,0137	0,0146	0,0338	0,0539	0,0317	0,0160	0,0882	0,0354	0,0186
ASREL	0,0059	0,0068	0,0057	0,0057	0,0095	0,0083	0,0147	0,0156	0,0210	0,0084	0,0236	0,0234	0,0148
AAABS	0,0100	0,0400	0,0617	0,0283	0,0017	0,0084	0,0825	0,0612	0,0427	0,0000	0,0000	0,1999	0,0686
AAMED	0,0033	0,0027	0,0039	0,0028	0,0017	0,0028	0,0075	0,0123	0,0053	0,0000	0,0000	0,0125	0,0043
AAREL	0,0017	0,0006	0,0009	0,0008	0,0001	0,0005	0,0014	0,0016	0,0014	0,0000	0,0000	0,0045	0,0031
AMABS	0,0045	0,0924	0,0267	0,0541	0,0061	0,0499	0,0149	0,0615	0,0156	0,1114	0,0000	0,0930	0,0204
AMMED	0,0045	0,0044	0,0022	0,0036	0,0021	0,0055	0,0050	0,0077	0,0039	0,0111	0,0000	0,0078	0,0020
AMREL	0,0004	0,0012	0,0004	0,0012	0,0002	0,0014	0,0005	0,0022	0,0007	0,0034	0,0000	0,0026	0,0010
CCABS	0,0137	0,0167	0,0686	0,1253	0,0226	0,1806	0,1678	0,1147	0,1018	0,2025	0,0254	0,0226	0,0448
CCMED	0,0046	0,0019	0,0036	0,0057	0,0025	0,0106	0,0099	0,0104	0,0102	0,0145	0,0254	0,0057	0,0056
CCREL	0,0015	0,0122	0,0010	0,0028	0,0010	0,0036	0,0035	0,0036	0,0029	0,0071	0,0026	0,0009	0,0010
PCABS	0,0059	0,2810	0,2650	0,1053	0,1539	0,4467	1,1298	1,4366	0,5953	0,3039	0,1513	0,0580	0,1030
PCMED	0,0059	0,0134	0,0115	0,0066	0,0171	0,0372	0,0830	0,0958	0,0595	0,0253	0,0504	0,0290	0,0172
PCREL	0,0004	0,0039	0,0039	0,0027	0,0068	0,0100	0,0143	0,0449	0,0142	0,0088	0,0236	0,0011	0,0040
LSABS	0,0022	0,0541	0,0483	0,0209	0,0017	0,0136	0,0017	0,0184	0,0117	0,0526	0,0000	0,0280	0,0359
LSMED	0,0022	0,0025	0,0028	0,0030	0,0017	0,0045	0,0017	0,0046	0,0039	0,0105	0,0000	0,0094	0,0072
LSREL	0,0002	0,0008	0,0007	0,0004	0,0001	0,0003	0,0001	0,0008	0,0007	0,0017	0,0000	0,0015	0,0016
PBABS	0,0039	0,0701	0,0533	0,0260	0,0162	0,0116	0,0132	0,0000	0,0040	0,0105	0,0000	0,1931	0,0447
PBMED	0,0020	0,0054	0,0038	0,0033	0,0040	0,0058	0,0132	0,0000	0,0040	0,0052	0,0000	0,0241	0,0045
PBREL	0,0004	0,0010	0,0007	0,0007	0,0007	0,0003	0,0003	0,0000	0,0040	0,0052	0,0000	0,0049	0,0022

Anexo 7.3. Resultados del análisis de componentes principales (ACP) utilizado para resumir las variables meteorológicas. Se presentan los valores propios, porcentajes de inercia explicada y las correlaciones de las variables y casos (años) con los diez primeros ejes (los que explicaron alguna proporción de inercia).

Eje	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Valores propios	7.373	4.374	1.916	1.139	0.631	0.309	0.109	0.095	0.042	0.012
Inercia (%)	46.1	27.3	12.0	7.1	3.9	1.9	0.7	0.6	0.3	0.1
PRTOT	-0.691	0.277	0.514	0.254	0.333	0.078	0.007	0.003	-0.011	-0.008
PRTI	-0.393	0.799	0.050	0.260	0.327	-0.116	-0.066	0.086	-0.075	-0.012
PRTI3	-0.640	-0.559	0.390	0.046	-0.305	-0.014	0.102	0.035	-0.139	0.025
PRTI6	-0.576	-0.388	0.566	0.163	-0.234	-0.301	-0.110	0.082	0.081	-0.009
PRTE	-0.608	-0.309	0.660	0.124	0.174	0.206	0.066	-0.070	0.049	-0.001
PRTE3	-0.335	0.795	0.008	-0.490	0.068	-0.046	-0.007	0.092	-0.012	0.015
PRTE6	-0.474	0.220	0.445	-0.698	-0.095	0.154	-0.097	0.007	-0.002	0.001
TMED	0.959	0.047	0.269	0.009	-0.010	0.039	0.018	0.060	-0.007	-0.011
TMEDI	0.854	-0.412	0.207	-0.147	0.170	-0.031	0.043	0.063	0.005	0.000
TMINI	0.542	-0.791	0.076	-0.016	0.137	-0.019	-0.203	-0.078	-0.085	-0.008
MTMXI	0.852	-0.371	0.226	-0.203	0.109	-0.077	0.118	0.096	-0.012	-0.046
MTMNI	0.835	-0.451	0.177	-0.080	0.234	0.019	-0.044	0.026	0.026	0.057
TMEDE	0.747	0.550	0.253	0.169	-0.190	0.097	-0.035	-0.005	-0.006	-0.007
TMAXE	0.556	0.646	0.389	-0.083	0.046	-0.289	0.073	-0.150	-0.007	0.038

Eje	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1992	0.288	3.960	0.765	-2.171	0.362	-0.451	0.276	-0.171	0.015	-0.042
1993	1.455	2.717	-0.296	0.237	0.406	0.354	-0.462	0.695	0.057	0.050
1994	5.319	-0.851	1.953	0.502	0.002	0.340	0.213	-0.201	-0.006	0.171
1995	1.855	-3.755	-1.669	-1.134	1.013	-0.697	-0.143	0.067	-0.052	0.037
1996	-3.954	0.588	-1.229	0.695	0.839	0.213	0.006	-0.276	-0.048	0.102
1997	-5.349	-1.474	1.603	-0.630	-0.133	0.331	0.001	0.075	0.126	0.108
1998	-1.031	0.315	-0.114	0.606	-1.575	-0.970	0.074	0.199	-0.270	0.065
1999	1.025	0.226	-1.216	-0.746	-1.064	0.725	-0.513	-0.442	-0.123	-0.043
2000	0.762	0.178	-2.386	0.469	-0.490	0.382	0.656	0.111	0.252	-0.029
2001	-0.360	-0.093	0.709	0.986	0.856	0.353	0.225	0.051	-0.416	-0.157
2002	-0.224	-2.619	1.302	-0.529	-0.484	0.165	-0.021	0.218	0.159	-0.176
2003	0.212	0.809	0.578	1.715	0.269	-0.743	-0.311	-0.326	0.306	-0.085

8. Discusión general y conclusiones

El anillamiento científico de aves ha servido fundamentalmente para conocer las rutas de migración de las aves, aunque esta actividad es también fundamental para estudiar otros aspectos de su biología y ecología. El uso de redes japonesas desde principios de la década de 1950, revolucionó el trapeo de aves para anillamiento, permitiendo la captura y marcaje de cientos de miles de passeriformes, y el consecuente incremento de individuos recuperados (JENNI *et al.*, 1994; BAIRLEIN, 2001). En medios cerrados, visualmente poco accesibles para los ornitólogos, el uso de esta técnica de captura permite obtener una buena representación de las comunidades de passeriformes (FARNER, 1995; KARR, 1979), menos sesgada que la proporcionada por otros métodos de censo (basados en claves visuales y auditivas). Con ello, a su contribución al esclarecimiento de la geografía y biología migratoria, los programas sistemáticos de anillamiento añaden una utilidad adicional: la descripción de la composición, estructura y dinámica de las comunidades de aves de hábitats palustres. Hábitats integrantes de ecosistemas tan escasos y amenazados como los humedales, en los que se refugian especies a veces muy sensibles, a su vez, a los cambios en la composición y estructura de la vegetación.

En el último medio siglo se han extendido y popularizado las estaciones más o menos permanentes, de anillamiento de aves, con una representación importante en estos hábitats palustres que constituyen lugar de nidificación, invernada y –sobre todo– sitios de parada para las poblaciones migradoras de distinto alcance. En ellos se fundamenta la continuidad de proyectos colaborativos, coordinados a gran escala y estandarizados, en los que resulta fundamental la implicación de anilladores no profesionales (JENNI *et al.*, 1994, BUCKLEY *et al.*, 1998; SPINA, 1998). La presente Memoria se basa en las investigaciones desarrolladas en una estación de trapeo donde se han realizado anillamientos sistemáticos de Passeriformes durante más de una década. Su primer objetivo, de carácter general, puede considerarse sobradamente cubierto, al poner de manifiesto la utilidad de este tipo de programas para la descripción y evaluación del papel que juegan los hábitats palustres (carrizales) para los Passeriformes, y para investigar los factores implicados en su demografía y ecología.

El objetivo básico de la Tesis se ha formulado genéricamente como un intento de calibrar la importancia y utilidad que pueden tener los protocolos de anillamiento científico de aves del carrizal, en una estación o localidad concreta, como contribución al seguimiento de procesos ecológicos y fenómenos de cambio ambiental, a distintas escalas (desde la local a la global). Entre los factores que pueden afectar localmente a la dinámica del carrizal, se incluyen los procesos de colonización y expansión de esta formación vegetal, a veces a favor de procesos inducidos por el hombre (hidrología controlada, eutrofización del agua), y en oposición a intervenciones de manejo (control o aprovechamiento de la vegetación). La interacción de estos factores es característica de humedales intensamente humanizados como los del Mediterráneo, y tiene trascendencia cuando se contempla en el contexto de la delimitación de Espacios Naturales Protegidos y de la aplicación de medidas de conservación a distintas escalas.

Este objetivo general se desglosa en un conjunto de cuestiones, que conforman los objetivos específicos. Los datos obtenidos a lo largo de este dilatado periodo de anillamiento sistemático permiten dar algunas respuestas, aunque abren también nuevos interrogantes sobre las cuestiones planteadas.

A la pregunta planteada sobre si los carrizales del PNEF, sometidos a distintos estados de perturbación, son diferentes en cuanto a la composición y estructura de las comunidades de Passeriformes que los habitan, se ha intentado responder comparando dos hábitats que representan extremos en ese gradiente. Los carrizales estudiados oponen una situación terrestre poco perturbada (en la que el carrizo se puede considerar en expansión), a un ambiente ribereño donde esta formación vegetal está sometida a un control ecológico y antrópico que mantiene su configuración espacial. Estos gradientes se corresponden con modelos de organización centrífuga característicos de los humedales, en los que las diferentes especies y tipos de vegetación se organizan en respuesta a factores ambientales e interacciones biológicas: hidrología, nutrientes, exposición, relaciones de competencia, etc. (WISHEU y KEDDY, 1992; KEDDY y FRASER, 2000).

La gestión actual del carrizal en el PNEF está más en consonancia con una aproximación de "control" (reducción periódica de la biomasa vegetal en condiciones de alta vitalidad), que con el enfoque de "conservación-restauración" alentado por el retroceso de esta formación, que ha promovido esfuerzos investigadores en otras regiones europeas (OSTENDORP, 1989; VAN DER PUTTEN, 1997; GRAVELAND, 1998). Con todo, investigaciones recientes sugieren que la superficie del carrizal en el PNEF no ha variado sustancialmente en el último medio siglo, y que su gestión debe compaginar aproximaciones de manejo y protección (CIRUJANO *et al.*, 2005), lo que exige un enfoque multi-objetivo (SINASSAMY y MAUCHAMP, 2002).

Sea cual sea la interpretación de la variación estructural y dinámica de los dos hábitats estudiados, se aprecian diferencias en la composición de sus comunidades de Passeriformes, ilustrando como en cada uno de los extremos del gradiente se ven favorecidas determinadas especies que, incluso dentro de las estrictamente palustres, llegan a tener un marcado carácter diferenciador. Es el caso, con respecto al carrizal no gestionado, de *Acrocephalus schoenobaenus* y *Locustella naevia*, especies que suelen caracterizar carrizales predominantemente terrestres, estructuralmente más heterogéneos (TOMOVČÍK, 1999; SURMACKI, 2005). El carrizal-saladar es también el hábitat preferido de otras especies escasas de particular interés, como *Locustella luscinioides* y *Emberiza schoeniclus*.

Al margen de las diferencias atribuibles a las características estructurales intrínsecas de cada hábitat, el efecto de la gestión sobre el carrizal denso se manifiesta en cambios que afectan a la composición y estructura de la comunidad de Passeriformes. Estos pueden relacionarse con la pérdida temporal de cobertura de carrizal, que modifica las relaciones de dominancia entre las especies palustres y permite la incorporación de

nuevas especies. El manejo del carrizal se efectúa por distintos procedimientos, siendo la quema el que produce un mayor impacto tanto en extensión como en intensidad. Tras una quema otoñal, la cobertura de esta formación se recupera rápidamente pero no supera los dos metros de altura hasta el final del segundo invierno siguiente, y no alcanza un valor óptimo (cuatro metros) hasta transcurridos aproximadamente dos años después de la perturbación. La corta tiene una menor extensión, aunque la zona afectada se ve totalmente desprovista de biomasa vegetal. Los desbroces constituyen una mera eliminación del estrato arbustivo sin afectar a la biomasa aérea del carrizo.

La quema del carrizal denso tiene efectos evidentes sobre la estructura vertical del hábitat, pero estos cambios sólo afectan a algunos de los índices estructurales analizados. En lo que a la composición cualitativa se refiere, la comunidad de este hábitat parece poco sensible al manejo, pero cuantitativamente se producen efectos que pueden resultar relevantes para ciertas especies, normalmente las menos comunes. Aunque a corto plazo algunos índices estructurales experimentan una evolución positiva –sobre todo por un aumento de las especies no palustres–, a largo plazo la gestión intensiva puede conducir a una homogeneización de la comunidad reproductora de aves paludícolas, afectando a dichas especies. Estudios comparativos con otros humedales ibéricos, revelan una importancia relativamente baja del PNEF, por la densidad de algunas de éstas especies, como *Locustella luscinioides* y *Acrocephalus melanopogon* (CASTANY y LÓPEZ, 2000), e incluso algunas han dejado de reproducirse en el Parque (*Emberiza schoeniclus*, *L. luscinioides*; NAVARRO, 1988; PEIRÓ *et al.*, 2005). Por tanto, estas especies y sus hábitats han de ser objeto de una atención específica.

Una cuestión asociada a la anterior se refiere a cómo se organizan espacial y temporalmente las comunidades de Passeriformes, y cuáles son –y cómo se interpretan– los principales gradientes de variación de esta taxocenosis en los carrizales, considerando no sólo diferencias estructurales del hábitat y su modificación, sino también las variaciones estacionales e interanuales impuestas por su dinámica temporal. Como otras comunidades de medios palustres ibéricos, las del PNEF resultan caracterizadas por una alta dominancia de migrantes transaharianos nidificantes en verano, mientras que en invierno se da una mayor diversidad, que está relacionada con la presencia de especies no palustres y de un espectro trófico más amplio. Los ambientes palustres mediterráneos, entre ellos el PNEF, muestran una relativa constancia en el suministro de alimento, como consecuencia de la termicidad del ambiente (TORRES-PINHEIRO, 2000; FUENTES, 2005; PARACUELLOS, 1994; 2001), lo que permite que soporten densidades comparativamente muy altas de aves insectívoras (LÓPEZ-IBORRA *et al.*, 2005). Pero además, la dominancia estival absoluta de insectívoros (aéreos y terrestres) en el espectro trófico, se relaja en el periodo invernal frente a granívoros y omnívoros (PARACUELLOS, 2001; PEIRÓ y ESTEVE-SELMA, 2001). La productividad en los ecosistemas mediterráneos, incluidos sus humedales, muestra una importante dependencia de la pluviometría (AMAT, 1980; HERRERA, 1980; MOONEY, 1981; SORIGUER, 1981; AMAT, 1984 a y b; AMAT y FERRER, 1988; OLEA *et al.*, 1991; SÁNCHEZ-LAFUENTE *et al.*, 2001; ALMARAZ y AMAT, 2004). En consecuencia, los momentos críticos para el desarrollo de las

comunidades deben ser con mayor probabilidad los periodos de estrés hídrico, tanto el periodo estival como, a una escala plurianual, los periodos de sequía.

Las comunidades estudiadas se diferencian cualitativa y cuantitativamente reflejando la heterogeneidad espacial actuante incluso en estos medios estructuralmente simples. No obstante, coinciden en la dinámica general de comunidades sometidas a un intenso reemplazamiento estacional. A lo largo del ciclo anual, el carrizal es ocupado por comunidades de aves invernantes, migradoras y nidificantes, jugando un papel característico para cada una de ellas. La siguiente cuestión a resolver sería cuál es la importancia del Parque Natural del Fondo para las distintas especies de aves palustres estudiadas, dependiendo de su fenología (migrantes, reproductoras, sedentarias), y del papel que desempeñan los carrizales del Parque Natural en periodos concretos de su ciclo anual. Entre las especies estudiadas en cada uno de estos periodos, el uso del carrizal adquiere importancia en fases como la parada migratoria, la invernada y la reproducción.

El estudio de la fenología de capturas de dos pequeños migrantes transaharianos, indica que el paso por el PNEF del Carricerín Común (*Acrocephalus schoenobaenus*) es principalmente primaveral, mientras que el de la Buscarla Unicolor (*Locustella luscinioides*) es casi exclusivamente otoñal, ilustrando un papel diferente para cada población migratoria, que tiene relevancia de cara a su conservación. El paso otoñal del Carricerín Común, aunque menos importante, sugiere la existencia de sucesivos picos, que podrían deberse a la presencia de subpoblaciones de origen geográfico distinto en migración, o a una migración diferencial por edades también apuntada para el Carricerín Común en el Norte y Centro de España (GRANDÍO, 1999; DE LA PUENTE, 1996) y para otras especies de carriceros (BIBBY y GREEN, 1981). Esta migración diferencial, uno de los aspectos que puede ayudar a desvelar el anillamiento científico (BAIRLEIN, 2001), podría también explicar las fluctuaciones otoñales de la abundancia de la Buscarla Unicolor, aunque éste aparentemente no ha sido estudiado en esta especie (CRAMP, 1992).

En el Carricerín Común, es probable que la situación de las zonas de parada migratoria al inicio de la primavera juegue un papel importante en la supervivencia de este migrante escaso, para el que tienen una gran importancia las áreas de acumulación de reservas durante la migración (SPINA y BEZZI, 1990; GYURÁCZ y BANK, 1996; YOSEF y CHERNETSOV, 2004). Como han puesto de manifiesto estudios muy recientes, la fenología y morfología de los passeriformes del carrizal se puede ver influida por la meteorología y las condiciones climáticas, afectando a su tasa de supervivencia y a la dinámica poblacional (KAŇUŠČÁK *et al.*, 2004), por lo que el seguimiento sistemático de la fenología en relación con variables meteorológicas parece un elemento clave de cara a su gestión. Dentro de la similitud general de la fenología establecida a partir de los datos de El Fondo, con la del conjunto de la Comunidad Valenciana, la detección local de valores extremos o desplazados como los citados en la presente Memoria reforzaría el interés de los protocolos sistemáticos de anillamiento. El Carricerín Común ha mostrado disminuciones preocupantes en gran parte de su área europea de reproducción (FOPPEN *et al.*, 1999), aunque también

ha sido evaluada como especie "segura" por BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004). FOPPEN *et al.* (1999) mostraron que los declives poblacionales en Holanda correlacionaban con descensos en los índices de precipitación en la zona más probable de invernada (Sahel), cuyo efecto se veía incrementado –y su recuperación posterior dificultada– en las poblaciones nidificantes en paisajes fragmentados. La falta de alimento a lo largo de la ruta migratoria también se apunta, tal como se ha visto, como una de las causas de su disminución (SPINA y BEZZI, 1990).

Con respecto a la Buscarla Unicolor, las condiciones climáticas en los poco conocidos cuarteles de invernada (CRAMP, 1992), su extinción como reproductor en El Fondo o la fragilidad de otras poblaciones del Mediterráneo pueden determinar su rareza como migrador prenupcial, lo cual viene apoyado por los datos primaverales, extraordinariamente escasos, que apartan a esta localidad de la fenología regional de la especie. Esta especie sido evaluada en el reciente Libro Rojo de las Aves de España con la categoría de "Casi Amenazada" (MADROÑO *et al.*, 2004). Se trata de una especie muy selectiva en cuanto al hábitat de nidificación (LÓPEZ *et al.*, 2004), en comparación con otros Passeriformes palustres con los que suele coexistir (*Acrocephalus scirpaceus* y *arundinaceus*); históricamente se podría haber visto afectado negativamente por las técnicas intensivas de manejo que favorecen a estas especies (MARTÍNEZ-VILALTA *et al.*, 2002), aunque también podría responder a variaciones climáticas u otras causas. Como principales amenazas se citan la disminución del nivel hídrico de los humedales durante la época de cría, por cambios en su funcionamiento hidrológico; la alteración o destrucción de sus hábitats de cría, incluyendo los incendios u otras modificaciones que conduzcan a un cambio en la composición y estructura de la vegetación emergente; y la desconexión entre poblaciones reproductoras cada vez más reducidas y proclives a la extinción (LÓPEZ *et al.*, 2004). Aunque está considerada como especie "segura" en Europa, durante la década de 1990-2000 ha sufrido disminuciones en algunas poblaciones marginales, entre ellas en España (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). Es lógico pensar que estas poblaciones son más sensibles al cambio ambiental que las de las áreas centrales de su rango, y que su desaparición, poco relevante a escala continental, supone localmente una pérdida de biodiversidad.

Sobre la Buscarla Unicolor, CRAMP (1992) destaca la escasez de anillamientos en Europa occidental -comparada con el Carricerín Común-, lo que no permite inferir un patrón fenológico claro para esta especie. Esto reforzaría la utilidad de los protocolos sistemáticos de anillamiento en áreas de nidificación, dispersión posnupcial y parada migratoria (*stop-over sites*), en especial considerando la importancia del periodo post-reproductor para los passeriformes del carrizal (SPINA y BEZZI, 1990; CHERNETSOV, 1998). En el plano de la conservación, hay un conjunto de factores limitantes que puede afectar a la supervivencia de ambas especies, explicando la comprometida situación y las tendencias negativas de algunas de sus poblaciones. Entre ellos destaca la obtención de reservas para el vuelo migratorio en los sitios de parada, las condiciones en los sitios de invernada, y la fragmentación del hábitat reproductor, factores todos ellos que limitan la conectividad biológica entre humedales, no sólo relevante para las poblaciones de aves migradoras (BAIRLEIN, 2003; DRENT *et al.*, 2006; NEWTON, 2006), sino para la diversidad local en su conjunto y para

la dispersión de un conjunto mucho más amplio de especies acuáticas (AMEZAGA *et al.*, 2002).

En un Passeriforme invernante en el PNEF, como es el Pechiazul (*Luscinia svecica*), el estudio de características biométricas y de condición corporal (PEIRÓ, 1997) revela la importancia que también tiene este humedal en el periodo previo a la migración primaveral, aportando además datos que apoyan la migración diferencial por poblaciones o grupos de edad (BAIRLEIN, 2002). Los elevados pesos registrados para esta especie en primavera en el PNEF podrían indicar que las aves modifican su estrategia migradora habitual dotándose de reservas grasas suficientes para realizar largos vuelos sin parada hacia las áreas de reproducción.

El Carricero Común (*Acrocephalus scirpaceus*) es uno de los Passeriformes migradores de presencia más dilatada en el PNEF, donde también se reproduce, y la especie numéricamente dominante entre abril y octubre. No obstante, muy pocos aspectos de su biología habían sido estudiados en este tipo de humedales mediterráneos. Su fenología migratoria y reproductora, y las variaciones de peso y grasa, son en general similares a las de otras regiones, aunque muestra ligeras diferencias en el uso de los dos carrizales estudiados, atribuibles a la gestión del carrizal denso (quema otoñal). La variación en la masa corporal estuvo caracterizada por la existencia de dos periodos, uno de ellos (Abril-Agosto) sin marcadas oscilaciones y otro (Agosto-October) en el que los pesos incrementaron exponencialmente, apuntándose que una importante fracción de la población en este periodo corresponde a aves no indígenas, siendo el PNEF un área importante como lugar de parada y engorde migratorio para esta especie (BIBBY y GREEN, 1981; ORMEROD, 1990).

Sólo mediante el mantenimiento de protocolos de seguimiento a largo plazo se puede realizar una contribución significativa a la investigación y conservación, a escala global, de las poblaciones de Passeriformes palustres que utilizan temporalmente el Parque Natural de El Fondo, tanto para las poblaciones migradoras de corta y larga distancia como para las estivales. Tampoco puede dejar de destacarse el importante papel que juega el PNEF como área más meridional la distribución de especies sedentarias, poco móviles, como el Bigotudo (*Panurus biarmicus*). La falta de conectividad, en este caso a la escala de desplazamiento que requiere una especie normalmente incapaz de dispersión a larga distancia, compromete la supervivencia de núcleos aislados, geográficamente marginales, como el que tiene su núcleo principal en El Fondo (LÓPEZ y MONRÓS, 2003). Esos mismos protocolos de seguimiento, acompañados de otras investigaciones más intensivas en el espacio, pueden resolver cuestiones relacionadas con la conservación de estas poblaciones sedentarias.

El Bigotudo, tratado muy someramente en la presente Tesis pero objeto de diversos estudios locales (por ejemplo, PEIRÓ y LÓPEZ MACIÁ, 2003), tiene un carácter presumiblemente relicto, y constituye un ejemplo de ave que podría mostrar adaptaciones específicas al microhábitat del carrizal, interpretables en el marco de sus particularidades comportamentales y ecomorfológicas (PEIRÓ *et al.*, en revisión). El estatus de amenaza de esta especie (LÓPEZ y MONRÓS, 2004) y la historia de sus poblaciones en el PNEF, confieren especial interés al estudio de los factores

que explican su supervivencia y dinámica.

Como última cuestión, esta Tesis se plantea la posibilidad de examinar, sobre la base de un registro de más de diez años de capturas, cómo varían las poblaciones de las principales especies del carrizal a medio plazo, y si existen tendencias significativas comparables a las que exhiben las especies a otras escalas geográficas. Asociada a ésta emerge la cuestión de si podemos atribuir estas diferencias a procesos naturales locales y/o globales, y la de si los índices de abundancia se ven afectados por la gestión del humedal, en general, y del hábitat palustre –carrizal- en particular.

Para ello se han analizado durante un periodo de 13 años (1991-2003), las tendencias poblacionales de las siete especies que dominan la comunidad de Passeriformes palustres del PNEF, que incluyen dos estivales o migrantes de largo recorrido (*Acrocephalus scirpaceus* y *arundinaceus*), cuatro invernantes o migrantes de corto recorrido (*Acrocephalus melanopogon*, *Cettia cetti*, *Luscinia svecica*, *Phylloscopus collybita*), y una sedentaria (*Panurus biarmicus*). Todas las especies incrementaron sus abundancias anuales, en torno a un 10% -aunque la regresión del índice de abundancia frente al año fue sólo significativa en el Carricero Común *Acrocephalus scirpaceus*-, lo que estuvo en consonancia con las tendencias generales a escala europea, aunque no siempre con las tendencias observadas en España. Esto sugiere que las especies palustres estudiadas han mostrado tendencias positivas como consecuencia de una situación hídrica (local) y climática (zonal y global) favorable, inscrita no obstante dentro de la dinámica del cambio climático global en el área mediterránea, cuyas consecuencias pueden ser negativas a largo plazo.

Se ha explorado también la relación entre la abundancia anual y variables que describen la situación climática en El Fondo (precipitación y temperatura) y en los cuarteles de invernada de los migrantes de largo recorrido (índices de precipitación en el Sahel), la situación atmosférica global, descrita por el Índice invernal de la NAO (*North-Atlantic Oscillation*, Oscilación del Atlántico Norte), y la situación del hábitat local (nivel del agua y altura del carrizo, esta última relacionada con el manejo antrópico de la vegetación palustre). La relación negativa de uno de los migrantes de largo recorrido (*Acrocephalus arundinaceus*) con el índice NAO apoya la interpretación de las tendencias poblacionales como un reflejo de una fase climática favorable, ya que los valores más altos de esta oscilación se asocian a descensos de la precipitación en la Península Ibérica.

Como ya se ha señalado, la precipitación es el principal factor limitante de la productividad vegetal en climas mediterráneos, teniendo un importante efecto predictor sobre los parámetros reproductivos en muchas especies de este bioma (RODRIGUEZ y BUSTAMANTE, 2003) influenciando la abundancia de alimento (SILLET *et al.*, 2000; MORRISON y BOLGER, 2002) y por ende la condición de las aves reproductoras (VALENCIA *et al.*, 2000). Este aumento de la productividad de la vegetación, pero también de la actividad de la fauna invertebrada, es influida adicionalmente por las variaciones regionales en la temperatura (SANTOS y TELLERÍA, 1985; TELLERÍA *et al.*, 1987). El benigno invierno peninsular puede proveer de recursos variados a diversas poblaciones de migrantes presaharianos (y a las poblaciones sedentarias) con requerimientos diversos que se asientan en

un marco geográfico muy variado (SENAR y BORRÁS, 2004).

En los ambientes acuáticos, la precipitación por sí sola, o en combinación con variables asociadas al manejo antrópico (gestión hidráulica, aprovechamiento agrícola), puede condicionar localmente la situación hídrica, afectando a la productividad del sistema de transición acuático-terrestre que constituyen los humedales. El caso de El Hondo es paradigmático en este sentido, ya que su situación hídrica responde de forma combinada al bombeo artificial de agua, su distribución para riego, y los aportes hídricos naturales (VIÑALS *et al.*, 2001; FUENTES, 2005), todos ellos limitados en distinta medida por las condiciones climáticas.

No obstante, el valor explicativo de otras variables se redujo a efectos no significativos de la precipitación local sobre algunas especies migrantes, y de la precipitación en el Sahel sobre *Acrocephalus arundinaceus*, indicando que las condiciones meteorológicas imperantes en las zonas de invernada y tránsito de los migrantes de largo recorrido, podrían también tener un efecto importante sobre estas especies, reflejándose en cambios de distribución, comportamiento o supervivencia (ROBINSON *et al.*, 2005; GORDO *et al.*, 2005, PEACH *et al.*, 1991; SZÉP, 1995; FOPPEN *et al.*, 1999; DRENT *et al.*, 2006). Aun así, no se puede descartar un efecto de la situación del hábitat a escala local, y por ende del manejo, sobre las condiciones de nidificación y alimentación que determinan la productividad y supervivencia en las poblaciones. Probablemente éste no ha sido detectado por el carácter demasiado grosero de las variables ambientales con que se ha intentado describir. La gestión del medio (control hidráulico y manejo de del carrizal) no muestra una influencia patente durante el periodo analizado, pero a largo plazo podría estar contribuyendo a una relativa homogeneización del hábitat y a una pérdida de diversidad ornítica.

No resulta sorprendente que, más allá de una similitud general entre las tendencias positivas que exhiben las poblaciones locales y las europeas y, en algunos casos, nacionales, resulte difícil explicar la variación de los índices de abundancia recurriendo a variables climáticas o de manejo. Únicamente índices de las condiciones del hábitat de invernada o de la situación atmosférica global contribuyen en cierta medida a explicar dichas tendencias, quizá por la incapacidad de las variables utilizadas para capturar la mayor parte de las complejas interacciones entre el clima y los procesos ecológicos (BROWN *et al.*, 1997; HALLETT *et al.*, 2004). No obstante, las tendencias demográficas probablemente sólo indican una situación transitoriamente favorable, inscrita en una tendencia global hacia un endurecimiento de las condiciones locales del hábitat por efecto del cambio climático y la consecuente presión sobre los recursos hídricos (IGLESIAS *et al.*, 2004).

Todo lo anterior plantea un panorama complejo de gestión para los carrizales del PNEF, ya que los requerimientos (y respuestas) variadas de las especies exigen mantener un mosaico heterogéneo de hábitats que no se ve favorecido por una gestión tradicional de la vegetación (quema o corta sistemática de grandes extensiones), ni por las perspectivas hidrológicas. La gestión de estos factores ha de combinar una aproximación de "grano grueso", que garantice la conservación de todos los tipos principales de hábitat; y otra de "grano fino", que procure satisfacer los

requerimientos de las especies más exigentes (especialistas ecológicas, raras, geográficamente restringidas, en declive), o al menos de "filtro medio", apropiada para ecosistemas gestionados, en los que se conservan elementos o procesos a los que se subordina la biodiversidad (NOSS, 1987; HUNTER, 2005). La interpretación de los carrizales estudiados ha de ser también reconsiderada para contemplar la dinámica del carrizo en relación con los límites de los espacios naturales protegidos (tanto en su expansión hacia el medio acuático como hacia el terrestre), valorando así mismo sus relaciones con otras formaciones como el saladar y la matriz circundante, de especial importancia en paisajes fragmentados (SURMACKI, 2005).

Finalmente, habría que plantearse qué conclusiones, directrices y propuestas de investigación y seguimiento futuros, basadas en los resultados de los anteriores estudios y en el análisis de otras experiencias, pueden proponerse para la gestión del carrizal en el humedal estudiado. Los resultados de las investigaciones expuestas y discutidas hasta este punto, plantean varias direcciones para futuros estudios, enmarcados en cuestiones actualmente de interés prioritario (científico y conservacionista):

- 1) Ecología migratoria, y en especial la que ha venido en definirse como ecología de las "zonas de parada" ("*stopover ecology*"): uso y trascendencia de los sitios de parada, particularmente en el viaje primaveral, en relación con la reproducción.
- 2) Contribución al esclarecimiento de los factores responsables de las tendencias poblacionales a distintas escalas, estudiando las relaciones entre la dinámica local y distintas variables ambientales, y la coherencia de las tendencias entre distintas escalas.
- 3) Diseño de las acciones de conservación, tanto desde al perspectiva de la aplicación de medidas espaciales de protección de hábitats, como de la gestión de los mismos para favorecer los rasgos seleccionados por las distintas especies.

Para finalizar, se exponen de forma resumida las principales **conclusiones** de la Tesis:

1. Los carrizales constituyen hábitats, que por efecto de sus relaciones internas de dominancia y del manejo antrópico muestran una relativa simplicidad estructural y florística, aunque sirven de hábitat a diversos invertebrados y vertebrados. Para algunos, las formaciones dominadas por *Phragmites* constituyen refugios permanentes, y otros los explotan de forma estacional gracias a su capacidad de desplazamiento migratorio, como es el caso de muchos Passeriformes.
2. La complejidad de gestionar los carrizales para la avifauna deriva del fuerte dinamismo y la notable capacidad colonizadora de estas formaciones, que se expanden a favor de diversas influencias antrópicas (descarga de aguas de drenaje, abandono agrícola, canalizaciones, eutrofización), en oposición a factores que ocasionan su degradación, la reducción y fragmentación de su extensión y la simplificación de su estructura, ocasionando una pérdida de funcionalidad biológica y la reducción de su diversidad faunística. Su carácter de frontera, dentro de los humedales, tanto con las aguas abiertas como las áreas terrestres circundantes, hace que su dinámica resulte de gran trascendencia en la delimitación de las áreas protegidas. En este contexto, los gestores han de atender, además, a los requerimientos de los distintos taxones (o taxocenosis) objetivo.
3. El Parque Natural de El Fondo (Elche, Alicante) es un humedal mediterráneo caracterizado por presentar importantes extensiones de carrizal, bajo diversas situaciones hídricas y de gestión. Aunque gran parte del valor ornitológico de este humedal radica en especies de aves acuáticas nidificantes e invernantes no Passeriformes (anátidas, ardeidas, flamencos), muchas de ellas dependen de esta formación vegetal en algún momento de su ciclo vital.
4. Entre las aves más estrictamente dependientes del carrizal o que hacen un uso más intenso de esta formación vegetal, destacan siete especies de Passeriformes, con estatus fenológicos, tendencias demográficas y categorías de amenaza muy diferentes, incluyendo una especie Vulnerable (*Acrocephalus melanopogon*) y otra Casi Amenazada (*Panurus biarmicus*) en España. A estas siete especies -estudiadas en mayor profundidad- les acompaña una cohorte de Passeriformes de menor abundancia o constancia en la comunidad, que no son objeto de un tratamiento individualizado en la Memoria pero de las que se proporciona información particular básicamente fenológica.
5. En términos generales, las comunidades de los dos tipos de carrizal estudiados están caracterizadas por una alta dominancia de migrantes transaharianos nidificantes en verano, y valores generalmente bajos de abundancia total, riqueza y diversidad,

mientras que en invierno se da una mayor diversidad, que está relacionada con la presencia de especies no palustres y de un espectro trófico más amplio.

6. Las comunidades de estos dos tipos de carrizal se diferencian cualitativa y cuantitativamente reflejando variaciones en la heterogeneidad espacial, incluso en estos medios estructuralmente simples. No obstante, los dos coinciden en la dinámica general de comunidades sometidas a un intenso reemplazamiento estacional, destacando su desorganización en los periodos de paso, especialmente rápida en el primaveral. A lo largo del ciclo anual el carrizal es ocupado sucesivamente por comunidades de aves invernantes, migradoras y nidificantes, que explotan la oferta relativamente constante de recursos tróficos, característica de estos ambientes palustres mediterráneos. La termicidad del ambiente permite que, incluso en invierno, humedales como el PNEF soporten densidades comparativamente muy altas de aves insectívoras.
7. En cuanto a composición, los dos hábitats estudiados (carrizal denso inundado y carrizal-saladar sobre sustrato seco) comparten durante muchos meses a las mismas especies palustres como dominantes (*Acrocephalus scirpaceus*, *Acrocephalus arundinaceus*, *Acrocephalus melanopogon*, *Panurus biarmicus*, *Cettia cetti* y *Luscinia svecica*), pero se diferencian por su importancia relativa para otras. Destaca el carácter diferenciador que otorga al carrizal saladar la presencia de especies exclusivas o características, tanto palustres (*Cisticola juncidis*, *Acrocephalus schoenobaenus*, *Locustella naevia*) como no palustres (*Sylvia undata*, *Saxicola torquata*, *Sylvia melanocephala*).
8. Las diferencias de composición entre ambos carrizales se pueden atribuir a los requerimientos de las especies en cuanto a estructura de la vegetación. Los principales gradientes de variación de la comunidad ornítica, establecidos mediante técnicas de ordenación, reflejan estas preferencias, pero también las variaciones impuestas a cada tipo de carrizal por la dinámica temporal (estacional e interanuales), que se superponen a las diferencias entre hábitats.
9. A nivel específico, los carrizales del PNEF adquieren una importancia diferenciada dependiendo de la época del año y de los patrones específicos de desplazamiento de los Passeriformes migradores, incluyendo la adopción de rutas distintas según el periodo de migración considerado. El estudio de la fenología de capturas de dos pequeños migrantes transaharianos (*Acrocephalus schoenobaenus* y *Locustella luscinioides*) sugiere para la primera especie una migración diferencial por subpoblaciones o edades. Para este migrante primaveral escaso pueden resultar críticas las condiciones en las áreas de parada y aprovisionamiento energético, resultando esencial el estudio sistemático de su fenología, y su relación con las condiciones meteorológicas y climáticas.

10. En cuanto a la *Buscarla unicolor*, las condiciones climáticas en sus cuarteles de invernada, la extinción como reproductor en El Fondo o la fragilidad de otras poblaciones del Mediterráneo pueden determinar su rareza como migrador prenupcial, siendo mucho más abundante en paso otoñal. Las carencias de información sobre esta especie también refuerzan la utilidad de los protocolos sistemáticos de anillamiento en áreas de nidificación, dispersión posnupcial y parada migratoria.
11. En un Passeriforme principalmente invernante como el Pechiazul (*Luscinia svecica*), los datos biométricos y de condición corporal obtenidos de los individuos trampeados, revelan la importancia que tiene el PNEF en el periodo previo a la migración primaveral, apoyando también la existencia de migración diferencial por poblaciones o grupos de edad. Los elevados pesos registrados en primavera sugieren que las aves modifican su estrategia migradora habitual dotándose de reservas grasas suficientes para realizar largos vuelos sin parada hacia las áreas de cría.
12. En el Carricero Común (*Acrocephalus scirpaceus*), especie estival y reproductora, pero también uno de los Passeriformes migradores más abundantes y de presencia más dilatada en el PNEF, la variación en la masa corporal estuvo caracterizada por la existencia de un periodo (Agosto-Octubre) en el que los pesos se incrementan exponencialmente. Parece que una importante fracción de la población en este periodo corresponde a aves no indígenas, para las cuales el humedal estudiado constituye un área importante como lugar de parada y engorde migratorio.
13. A corto y medio plazo se aprecia una relativa estabilidad de las comunidades de Passeriformes, aunque en las formaciones no gestionadas se apuntan efectos negativos de las condiciones climáticas (sequía), como explicación de las variaciones interanuales. La climatología, y en particular los periodos de sequía parecen los factores más influyentes, tal como cabe esperar del importante papel de la precipitación en la productividad de los ecosistemas mediterráneos. A más largo plazo, también los ciclos climáticos parecen contribuir a explicar las tendencias generales de las especies.
14. No obstante lo anterior, a largo plazo la homogeneización de las formaciones palustres, a la que puede contribuir el uso sistemático del fuego como técnica de manejo, podría conducir a una pérdida de diversidad ornítica, tal como se ha observado en otros humedales mediterráneos. Comparando las comunidades de Passeriformes del PNEF con las de otros carrizales ibéricos, se aprecian similitudes como una relación general entre la heterogeneidad de la vegetación y la riqueza de Passeriformes. No obstante otras comparaciones revelan una importancia relativamente baja del PNEF, por la densidad de algunas especies, como *Locustella luscinioides* y *Acrocephalus melanopogon*, o por la ausencia de otras que se han tornado raras y han dejado de

reproducirse en el Parque (*Emberiza schoeniclus*).

15. Un síntoma particularmente preocupante de la presumible pérdida de biodiversidad es precisamente la extinción como nidificantes de ciertas especies (*Locustella luscinioides*, *Emberiza schoeniclus*), que en la presente Tesis y en la bibliografía consultada aparecen generalmente asociadas a condiciones estructurales menos perturbadas. Como causa de su desaparición también se apunta la pérdida de sus fuentes de alimento preferidas, a su vez asociada a las modificaciones en la estructura de la vegetación o del paisaje en el que se inscribe el humedal. Por tanto, estas especies y sus hábitats han de ser objeto de una atención específica.
16. A medio plazo, al menos durante el periodo que va desde 1991 a 2003, la mayoría de las especies palustres muestran no obstante tendencias moderadamente positivas que en general concuerdan con las Europas, y en algunos casos con las estatales. La relación negativa de uno de los migrantes de largo recorrido (*Acrocephalus arundinaceus*) con el índice NAO apoya la interpretación de las tendencias poblacionales como un reflejo de una fase climática favorable, ya que los valores más altos de esta oscilación se asocian a descensos de la precipitación en la Península Ibérica. No obstante, probablemente esto sólo indica una situación transitoriamente favorable, inscrita en una tendencia global hacia un endurecimiento de las condiciones locales del hábitat por efecto del cambio climático y la consecuente presión sobre los recursos hídricos.
17. El valor explicativo de otras variables se ha reducido a efectos no significativos de la precipitación local sobre algunas especies migrantes, y de la precipitación en el Sahel sobre *Acrocephalus arundinaceus*, indicando que las condiciones meteorológicas imperantes en las zonas de invernada y tránsito de los migrantes de largo recorrido, podrían también tener un efecto importante, reflejándose en cambios de distribución, comportamiento o supervivencia de dichas especies. Tampoco se puede descartar una influencia de la situación del hábitat a escala local, a su vez afectada por el manejo, sobre la productividad y supervivencia en las poblaciones de Passeriformes. Estos efectos locales probablemente no han sido detectados por la incapacidad de las variables utilizadas para capturar la mayor parte de las complejas interacciones entre clima, procesos ecológicos y manejo antrópico.
18. Se plantea un escenario complejo de gestión del carrizal, que ha de combinar una aproximación de "grano grueso", que garantice la conservación de todos los tipos principales de hábitat (en particular los extremos del gradiente de manejo que se han estudiado); y otra de "grano fino" o "medio", que procure satisfacer dentro de ellos los requerimientos de las especies más exigentes (especialistas ecológicas, raras, geográficamente restringidas, en declive), para las cuales es necesario conservar o recuperar los elementos y procesos a los que se subordina la

biodiversidad ornítica.

19. De cara a su conservación, la interpretación de los hábitats estudiados ha de ser reconsiderada para contemplar la dinámica del carrizal en relación con los límites de los espacios naturales protegidos (tanto en su expansión hacia el medio acuático como hacia el terrestre), valorando así mismo sus relaciones con otras formaciones como el saladar y la matriz circundante, de especial importancia para los Passeriformes en paisajes fragmentados.

Bibliografía.

- ALMARAZ, P. y AMAT, J.A. 2004. Multi-annual spatial and numeric dynamics of the whiteheaded duck *Oxyura leucocephala* in southern Europe: seasonality, density dependence and climatic variability. *Journal of Animal Ecology*, 73: 1013-1023.
- AMAT, J.A. 1980. Descripción de la comunidad de patos del Parque Nacional de Doñana. *Doñana, Acta Vertebrata*, 8: 125-158.
- AMAT, J. A. 1984 a. Las poblaciones de aves acuáticas en las lagunas andaluzas: composición y diversidad durante un ciclo anual. *Ardeola*, 31(1): 61-79.
- AMAT, J. A. 1984 b. Ecological segregation between Red-crested pochard *Netta rufina* and Pochard *Aythya ferina* in a fluctuating environment. *Ardea*, 72: 229-233.
- AMAT, J. A. y FERRER, X. 1988. Respuesta de los patos invernantes en España a diferentes condiciones ambientales. *Ardeola*, 35: 59-70.
- AMEZAGA, J.M., SANTAMARINA, L. y GREEN, A.J. 2002. Biotic wetland connectivity-supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecologica*, 23(3): 213-222.
- BAIRLEIN, F. 2001. Results of bird ringing in the study of migration routes and behaviour. *Ardea*, 89 (special issue): 7-19.
- BAIRLEIN, F. 2003. The study of bird migrations - some future perspectives. *Bird Study*, 50 (3): 243-253.
- BIBBY, C.J. y GREEN, R.E. 1981. Autumn migration strategies of Reed and Sedge warblers. *Ornis Scandinavica*, 12: 1-12.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2004. *Birds in Europe. Population Estimates, Trends and Conservation Status*. Birdlife Conservation Series, 12.
- BROWN, J.H., VALONE, T.J. y CURTIN, C. G. 1997. Reorganization of an arid ecosystem in response to recent climate change. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA (Ecology)*, 94: 9729-9733
- BUCKLEY, P. A., FRANCIS, C.M., BLANCHER, P., DeSANTE, D.F., ROBBINS, C.S., SMITH, G. y CANNELL, P. 1998. The North American Bird Banding Program: Into the 21st century. *Journal of Field Ornithology*, 69 (4): 511-529.
- CASTANY, J. y LÓPEZ, G. 2000. Comparación de las comunidades de Passeriformes palustres nidificantes en zonas húmedas del Mediterráneo. En: CARBONELL, R. y JULIÁ, M. (Eds.). *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas*. SEO/Birdlife, Madrid: 183-185.

- CHERNETSOV, N. 1998. Habitat distribution during the post-breeding and post-fledging period in the Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warbler *A. schoenobaenus* depends on food abundance. *Ornis Svecica*, 8: 77-82.
- CIRUJANO, S., MORENO, M., RUBIO, A. y ECHEVARRÍAS, J.L. 2005. *Plan de Gestión continuada del carrizo en el Parque Natrual El Hondo (Alicante)*. En: I Jornadas Científicas Parque Natural de El Hondo. Biodiversidad y Gestión de los Carrizales. Parc Natural El Fondo, Generalitat Valenciana.
- CRAMP, S. (Ed.). 1992. *The Birds of the Western Palaearctic. Vol VI. Warblers*. Oxford University Press. Oxford.
- DE LA PUENTE, J. 1996. Datos preliminares sobre la migración del Carricerín común *Acrocephalus schoenobaenus* en el centro de la Península Ibérica. *Apus*, 7/8: 12-18.
- DRENT, R.H., FOX, A. y STAHL, J. 2006. Travelling to breed. *Journal of Ornithology*, 147(2): 122-134.
- FARNER, D.S. 1955. Bird banding in the study of population dynamics. En: WOLFSON, A (Ed.). *Recent studies in Avian Biology*. University of Illinois Press. Urbana.
- FOPPEN, R., TER BRAAK, C., VERBOOM, J. y REIJNEN, R. 1999. Dutch Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* and West African rainfall: empirical data and simulation modeling show low population resilience in fragmented marshland. *Ardea*, 87: 113-127.
- FUENTES, C. 2005. *Ecología de la Cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris) y de la Malvasía cabeciblanca (Oxyura leucocephala) en los humedales del Baix Vinalopó, Alicante*. Tesis Doctoral, Universidad de Alicante.
- GORDO, O., BROTONS, LL., FERRER, X y COMAS, P. 2005. Do changes in climate patterns in wintering areas affect the timing of the spring arrival of tran-Saharan migrant birds?. *Global Change Biology*, 11: 12-21.
- GRANDÍO, J.M. 1999. Migración postnupcial diferencial del Carricerín común (*Acrocephalus schoenobaenus*) en la marisma de Txingudi (NE de España). *Ardeola*, 46: 171-178.
- GRAVELAND, J. 1998. Reed die-back, water level management and the decline of the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* in The Netherlands. *Ardea*, 86: 187-202.
- GYURÁ CZ, J. y BANK, L. 1996. Body mass and fat load of autumn migrating Sedge Warblers (*Acrocephalus schoenobaenus*) in relation to age in South Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 42(4): 271-279.

- HALLETT, T.B., COULSON, T., PILKINGTON, J.G., CLUTTON-BROCK, T.H., PEMBERTON, J.M. y GRENFELL, T. 2004. Why large-scale climate indices seem to predict ecological processes better than local weather. *Nature*, 430: 71-75.
- HERRERA, C.M., 1980. Composición y estructura de dos comunidades mediterráneas de passeriformes. *Doñana Acta Vertebrata*, 7(4): 1-340.
- IGLESIAS, A., ESTRELA, T. y GALLART, F. 2004. 7. Impactos sobre los recursos hídricos. En: MORENO, J. (Coord.). *Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático*. Ministerio de Medio Ambiente: 303-353. (<http://www.mma.es/oecc/impactos2.htm>)
- JENNI, L., BERTHOLD, P., PEACH, W. y SPINA, F. (Eds.). 1994. *Bird ringing in science and environmental management*. European Union for Bird Ringing (EURING). Bologna.
- KAŇUŠČÁK, P., HROMADA, M., TRYJANOWSKI, P. y SPARKS, T. 2004. Does climate at different scales influence the phenology and phenotype of the River Warbler *Locustella fluviatilis*?. *Oecologia*, 141(1): 158-163.
- KARR, J.R. 1979. On the use of mist nets in the study of bird communities. *Inland Bird Banding*, 51: 1-10.
- KEDDY, P. y FRASER, L.H. 2000. Four general principles for the management of wetlands in large lakes: the role of water levels, nutrients, competitive hierarchies and centrifugal organization. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 5: 177-185.
- LÓPEZ, G. y MONRÓS, J., 2003. Bigotudo (*Panurus biarmicus*). En: MARTÍ, R y DEL MORAL, J.C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 504-505. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/Birdlife. Madrid.
- LÓPEZ, G y MONRÓS, J., 2004. Bigotudo (*Panurus biarmicus*). En: MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. y ATIENZA, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 341-344. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.
- LÓPEZ G., CASTANY, J. y FRIAS, O. 2004. Buscarla Unicolor *Locustella luscinioides*: 332-334, en: MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. y ATIENZA, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*, Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid: 334-337.
- LÓPEZ-IBORRA, G., LIMIÑANA, R., PEÑARRUBIA, S.G. y PINHEIRO, R.T. 2005. Diet of Common Chiffchaffs *Phylloscopus collybita* wintering in a wetland in south-east Spain. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 21: 29-36.

- MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. y ATIENZA, J.C. (Eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.
- MARTÍNEZ VILALTA, J., BERTOLERO, A., BIGAS, D., PAQUET, J.I. y MARTÍNEZ VILALTA, A. 2002. Habitat selection of Passerine birds nesting in the Ebro Delta (NE Spain): management implications. *Wetlands*, 22: 318-325.
- MOONEY, H. A. 1981. Primary production in Mediterranean-climate regions. En: DI CASTRI, F.; GOODALL, D. W. y SPECHT, R. L. (Eds.): *Ecosystems of the world. Vol. 11: Mediterranean-type shrublands*. Elsevier, Amsterdam. Pp.: 249-255.
- MORRISON, S.A. y BOLGER, D.T., 2002. Variation in a sparrow's reproductivity success with rainfall: food and predator-mediated processes. *Oecologia* 133, 315-324.
- NAVARRO, J.D. 1988. *Estudio ornitológico de "El Hondo"*. Caja de Ahorros del Mediterráneo. Alicante.
- NEWTON, I. 2006. Can conditions experienced during migrations limit the population levels of birds?. *Journal of Ornithology*, 147(2): 146-166.
- NOSS, R. F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at The Nature Conservancy (USA). *Biological Conservation*, 41: 11-37.
- OLEA, L., PAREDES, J. y VERDASCO, M.P., 1991. Características y producción de los pastos de las dehesas del S.O. de la Península Ibérica. *Pastos*, 20-21: 131-156.
- ORMEROD, S.J. 1990. Time of passage, habitat use and mass change of *Acrocephalus* Warblers in south Wales reedswamp. *Ringing & Migration*, 11: 76-85.
- OSTENDORP, W. 1989. 'Die-back' of reeds – a critical review of literature. *Aquatic Botany*, 35: 5-26.
- PARACUELLOS, M. 1994. Dinámica anual de la comunidad de Passeriformes en un saladar litoral del sureste ibérico. *Doñana, Acta Vertebrata*, 21: 119-130.
- PARACUELLOS, M. 2001. *Estructura y conservación de las comunidades de aves en humedales del Sudeste ibérico (Almería, España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería.
- PEACH, W.J., FURNESS, R.W y BRENCHLEY, A., 1999. The use of ringing to monitor changes in the numbers and demography of birds. *Ringing & Migration* 19 (suppl.), 57-66.
- PEIRÓ, I.G. y ESTEVE-SELMA, M.A. 2001. *Ecología de los Passeriformes del carrizal del Parque Natural del Fondo*. Instituto de Cultura Juan Gil

Albert. Alicante.

- PEIRÓ, I.G. y LÓPEZ-MACIÁ, M.L. 2002. Evolución de la abundancia del Bigotudo *Panurus biarmicus* en carrizales del Parque Natural de El Hondo (SE de España). *Butlletí G.C.A.*, 19: 11-16.
- PEIRÓ, I.G., ROBLEDANO, F. y ESTEVE, M.A. 2005. Fenología del Carricerín común *Acrocephalus schoenobaenus* (Linnaeus, 1758) y Buscarla unicolor *Locustella luscinioides* (Savi, 1824) en el parque natural de El Hondo (Alicante, SE España). *Anales de Biología*, 27: 15-22.
- PEIRÓ, I.G., ROBLEDANO, F. y ESTEVE, M.A. (en rev.). The effect of age and sex on the wing morphology and body size of the Bearded Tit *Panurus biarmicus* during the complete moult. *Ringing & Migration*.
- ROBINSON, R.A., LEARMONTH, J.A., HUTSON, A.M., MACLEOD, C.D., SPARKS, T.H., LEECH, D.I., PIERCE, G.J., REHFISCH, M.M. y CRICK, H.Q.P. 2005. *Climate Change and Migratory Species*. BTO Research Report 414.
- RODRIGUEZ, C. y BUSTAMANTE, J., 2003. The effect of weather on lesser kestrel breeding success: can climate change explain historical population declines?. *Journal of Animal Ecology* 72, 793-810.
- SÁNCHEZ-LAFUENTE, A.M., VALERA, F., GODINO, A. y MUELA, F. 2001. Natural and human-mediated factors in the recovery and subsequent expansion of the Purple swamphen *Porphyrio porphyrio* L. (Rallidae) in the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*, 10: 851-867.
- SANTOS, T. y TELLERÍA, J. L. 1985. Patrones generales de la distribución invernal de Passeriformes en la Península Ibérica. *Ardeola*, 32: 17-30.
- SENAR J.C. y BORRÁS, A. 2004. Sobrevivir al invierno: estrategias de las aves invernantes en la península Ibérica. *Ardeola*, 51(1): 133-168.
- SILLET, T.S., HOLMES, R.T y SHERRY, T.W., 2000. Impacts of a global climate cycle on population dynamics of a migratory songbird. *Science* 288, 2040-2042.
- SINASSAMY, J.M. y MAUCHAMP, A. 2002. *Roselières: Gestion fonctionnelle et patrimoniale*. ATEN edit., Fondation EDF, Reserves Naturelles de France & Station Biologique Tour du Valat publ., Cahiers Techniques, Nº 63: 1-96.
- SORIGUER, R.C., 1981. Biología y dinámica de una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus* L.) en Andalucía occidental. *Doñana, Acta Vertebrata* 8, 1-379.
- SPINA, F. 1998. The EURING swallow project: Results from the first pilot year. *EURING Newsletter*, 2.
(http://www.euring.org/about_euring/newsletter2/euring_swallows_spina.htm)

- SPINA, F. y BEZZI, E. 1990. Autumn migration and orientation of the Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) in Northern Italy. *Journal für Ornithologie*, 131: 429-438.
- SURMACKI, A. 2005. Habitat use by three *Acrocephalus* warblers in an intensively used farmland area: the influence of breeding patch and its surroundings. *Journal of Ornithology*, 146: 160-166.
- SZÉP, T. 1995. Relationship between West African rainfall and the survival of the Central European adult sand martin (*Riparia riparia*) population. *Ibis*, 137: 162-168.
- TELLERÍA, J.L., SANTOS, T. y CARRASCAL, L.M. 1987. La invernada de los passeriformes (O. Passeriformes) en la Península Ibérica. Pág 153-166. En TELLERÍA, J.L. (Ed). *Invernada de aves en la Península Ibérica. Monografías SEO N° 1*.
- TOMOVČÍK, M. 1999. The annual dynamics of the bird communities inhabiting the Morava river floodplain habitats: reedbeds. *Biologia, Bratislava*, 54: 195- 205.
- TORRES-PINHEIRO, R. 2000. *Efectos de la gestión del carrizal y de la sequía sobre la dinámica de poblaciones y ecología reproductora de passeriformes palustres en una zona húmeda mediterránea*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.
- VALENCIA, J., DE LA CRUZ, C. y CARRANZA, J., R., 2000. Second broods in a Mediterranean cooperatively-breeding corvid: the Azure-winged Magpie. *Etología*, 8: 25-28.
- VAN DER PUTTEN, W.H. 1997. Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European research programme on reed die-back and progression (1993-1994). *Aquatic Botany*, 59: 263-275.
- VIÑALS, M.J., COLOM, W., RODRIGO, T., DASÍ, M.J., ARMENGOL, J., OLTRA, R. y MIRACLE, R., 2001. Rasgos característicos de un humedal mediterráneo artificializado y su problemática ambiental: El Hondo de Elche (Alicante, España). *Humedales mediterraneos* 1, 147-154.
- WISHEU, I.C. y KEDDY, P.A. 1999. Competition and centrifugal organization of plant communities: theory and tests. *Journal of Vegetation Science*, 3: 147-156.
- YOSEF, R. y CHERNETSOV, N. 2004. Stopover ecology of migratory Sedge Warblers (*Acrocephalus schoenobaenus*) at Eilat, Israel. *Ostrich*, 75(1-2): 52-56.