



**Junta de  
Castilla y León**

Consejería de Medio Ambiente

**TIPIFICACIÓN DE LAS COMUNIDADES DE AVES EN  
DISTINTOS MEDIOS DEL PARQUE NATURAL HOCES  
DEL RÍO RIAZA (MADERUELO, MONTEJO DE LA VEGA  
DE LA SERREZUELA Y VALDEVACAS DE MONTEJO –  
SEGOVIA). INVIERNO 2007 A PRIMAVERA 2009**

**II. INFORME FINAL**

**Eduardo DE JUANA ARANZANA**

**Javier PÉREZ TRIS**

**Tomás SANTOS MARTÍNEZ**

**José Luis TELLERÍA JORGE**

**Dpto. de Zoología y Antropología Física, Facultad de Ciencias Biológicas  
Universidad Complutense de Madrid**

## ÍNDICE

	pág.
1. Introducción	4
1. 1. Presentación	
1. 2. Objetivos	
2. Métodos. Aspectos generales	6
3. Riqueza e inventario de especies de passeriformes y afines en el Parque Natural de las Hoces del Río Riaza	8
3. 1. Introducción y objetivos	
3. 2. Métodos	
3. 3. Resultados y Discusión	
3. 3. 1. Inventario de avifauna del Parque Natural	
3. 3. 2. Inventarios de avifauna por tipos de hábitat	
4. Estructura de las comunidades. Cambios estacionales e interanuales	23
4. 1. Introducción y objetivos	
4. 2. Métodos	
4. 2. 1. Aves	
4. 2. 2. Vegetación	
4. 2. 3. Análisis estadísticos	
4. 2. 4. Resultados del Análisis de Componentes Principales: Gradientes de vegetación	
4. 3. Resultados y Discusión	
4. 3. 1. Estructura de las comunidades de aves a escala de hábitat	
4. 3. 2. Estructura de las comunidades de aves en el gradiente paisajístico del PNHR	
4. 3. 3. Cambios interanuales	
4. 3. 4. Cambios estacionales	
4. 4. Conclusiones	
5. Tamaño de las poblaciones de aves comunes en el Parque Natural de las Hoces del Riaza	39
5. 1. Introducción y objetivos	
5. 2. Métodos	
5. 3. Resultados y discusión	
5. 3. 1. Tamaños de las poblaciones de aves	
5. 3. 2. Tamaño poblacional de las especies	
5. 4. Conclusiones	
6. Variaciones interanuales en la producción de frutos	50
6. 1. Introducción y objetivos	
6. 2. Métodos	
6. 2. 1. Cuantificación de la abundancia de frutos	
6. 2. 2. Estructura de la vegetación	
6. 3. 3. Análisis estadísticos	

6. 4. Resultados y discusión	
6. 5. Conclusiones	
7. Interés conservacionista de los diferentes hábitats del Parque Natural de las Hoces del Río Riaza	57
7. 1. Introducción	
7. 2. Métodos	
7. 3. Resultados y discusión	
8. Efectos del uso público	63
8. 1. Introducción	
8. 2. Métodos	
8. 3. Resultados y discusión	
9. Conclusiones	68
10. Bibliografía	70
11. Apéndices	73

## CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. Presentación

El presente informe corresponde a la Consultoría y Asistencia "Tipificación de las comunidades de aves en distintos medios del Parque Natural Hoces del Río Riaza (Maderuelo, Montejo de la Vega de la Serrezuela y Valdevacas de Montejo - Segovia). Invierno 2007 a primavera 2009", encargada por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León. En un informe previo hemos dado cuenta de los trabajos de diseño del muestreo y marcaje en el campo de las unidades de muestreo establecidas (en total 99), así como de su agrupamiento por zonas e itinerarios para la realización de los censos. En el informe actual presentamos los datos pormenorizados de los censos de aves, correspondientes a las dos estaciones reproductoras y las dos estaciones invernales estudiadas (documento anexo en Excel), así como los resultados detallados de los análisis efectuados (Apéndices 4.1 a 8.1) y la interpretación de los mismos (capítulos 3 a 9 del informe).

### 1.2. Objetivos

De acuerdo con el Pliego de Condiciones Técnicas Particulares del presente trabajo, su objetivo directo es *"conocer el número de especies de aves y sus abundancias en los diferentes estratos y periodos de muestreo, así como analizar las posibles diferencias en dichos parámetros entre zonas con mayor y menor uso público, y entre años sucesivos"*.

Este es un objetivo instrumental básico en las tareas encaminadas a la conservación de la biodiversidad mediante espacios protegidos, dado que la gestión eficaz de dichos espacios requiere poseer un conocimiento adecuado de la evolución en el tiempo de la biodiversidad que contienen, o al menos de algunos componentes significativos de la misma (Goldsmith, 1991; Groom *et al.*, 2006). En este sentido, las aves constituyen un grupo faunístico ampliamente utilizado como indicador, por razones que tienen que ver, entre otras cosas, con la relativa facilidad de su detección, el buen conocimiento científico que se tiene sobre ellas, o la sensibilidad de sus comunidades a determinados cambios ambientales, de forma destacada los relativos a la sucesión ecológica de la vegetación (Wiens, 1989; MacArthur y MacArthur, 1961). Por otro lado, las aves constituyen una parte importante y muy apreciada a nivel popular de la biodiversidad, que merece atención por sí misma; de hecho, la protección a las aves, en concreto la de las rapaces rupícolas, está en el origen de los esfuerzos que históricamente posibilitaron la conservación del espacio protegido que nos ocupa, el Parque Natural Hoces del Río Riaza (PNHR en lo que sigue).

El Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) del PNHR (Decreto 58/2003, de 15 de mayo, y Ley 5/2004, de 21 de diciembre) señala en su artículo 11, punto primero, que *"Se procurará un mejor conocimiento de los recursos naturales del Espacio Natural, a través de su estudio e investigación, como soporte imprescindible para una acertada gestión..."*, y en el segundo punto del mismo artículo añade que *"Se establecerán sistemas de seguimiento y control del estado ambiental de los ecosistemas y recursos naturales del espacio natural, así*

como de los efectos producidos por las distintas medidas y actuaciones realizadas". En esencia, esta vendría a ser la justificación conceptual y legal del presente trabajo.

Con él pretendemos diseñar un protocolo de seguimiento de las aves comunes nidificantes e invernantes en el PNHR y poner a prueba su eficacia en el seguimiento del cambio estacional e interanual a lo largo de dos años consecutivos. Si, tal como esperamos, el protocolo se demuestra razonablemente eficaz, el conjunto de los datos obtenido durante las dos primaveras y los dos inviernos estudiados puede y debe constituir una línea de base para futuros trabajos que permitan conocer la evolución de la avifauna del PNHR y ponerla en relación con los cambios ambientales que en él tienen lugar, entre ellos los derivados de las labores de gestión.



Sobre el buitre leonado (*Gyps fulvus*), ave de presa rupícola cuya protección justificó en buena medida la creación del Parque Natural Hoces del Río Riaza, se dispone desde hace mucho tiempo de información adecuada acerca del tamaño y tendencias de sus poblaciones en este espacio natural; el presente trabajo pretende sentar las bases para conseguir lo mismo en una mayoría de las especies de aves.

## CAPÍTULO 2. MÉTODOS. ASPECTOS GENERALES

En el Pliego de Condiciones Técnicas Particulares de este trabajo se especifican diferentes rasgos de la metodología a seguir, que se han respetado escrupulosamente:

**1. Medios a censar (estratos de muestreo):** 1, soto/bosque de ribera (“soto” en lo que sigue); 2, encinar; 3, sabinar; 4, quejigar; 5, páramo; 6, cultivos. Estos seis estratos de muestreo se corresponden con los principales hábitats del Parque, con excepción de los roquedos fluviales.

**2. Método de censo:** taxiados fijos, o transectos, de 500 m de longitud y banda de 25 m de anchura a cada lado de la línea de progresión, de manera que los datos obtenidos dentro de la banda de recuento se refieren a una superficie de 2,5 hectáreas (500 m x 50 m); se exceptúan aquí los taxiados realizados en los sotos, donde al no ser posible establecer dicha banda de 50 metros se ha mantenido la longitud de 500 metros y se ha calculado la superficie censada en función de la anchura real de la banda, extrapolando los datos a la superficie fija de 2,5 hectáreas. Estos taxiados o transectos son fijos, en el sentido de que se repiten sin variaciones en las distintas temporadas gracias a que sus puntos de inicio y fin están debidamente marcados (mediante GPS y ocasionales marcas sobre el terreno) y se pueden localizar fácilmente. Son las unidades de muestreo (réplicas estadísticas) que posteriormente se someten a análisis. Las observaciones obtenidas fuera de banda fueron utilizadas para el cálculo del tamaño de las poblaciones en los hábitats de referencia (de acuerdo con el protocolo descrito en el Capítulo 5).

**3. Asignación de las unidades de muestreo por medios:** el número final de censos por medio ha sido más elevado del mínimo que se requería en el Pliego de Condiciones Técnicas (10), siendo de 20 en sabinars, 19 en sotos, 15 en encinares, 15 en quejigars, 15 en páramos y 15 en cultivos, lo que hace un total de 99. Por otra parte, los censos se han distribuido con la mayor amplitud espacial posible dentro de cada medio.

**4. Uso público:** en los medios en los que se pudo diferenciar entre zonas con diferente uso público, en concreto el soto y el sabinar, se asignaron los muestreos a cada una de las zonas de cada medio: soto con escaso uso público, soto/ con elevado uso público; sabinar con escaso uso público y sabinar con elevado uso público (siempre en un número mayor a los 5 que el Pliego de Condiciones Técnicas establecía como mínimo).

**5. Fechas de censo:** dentro de cada año, se efectuó un censo en primavera y otro en invierno; lo tardío de las fechas en que fue adjudicado el contrato impidió comenzar las tareas en el invierno de 2007-2008, como estaba previsto, por lo que finalmente se han estudiado las primaveras de 2008 y 2009 y los inviernos 2008-2009 y 2009-2010. Los censos de aves nidificantes se llevaron a cabo entre mediados de mayo y mediados de junio, y los de aves invernantes entre finales de diciembre y primeros de febrero. Los censos se hicieron con condiciones meteorológicas y de actividad de las aves apropiadas, de acuerdo con los criterios establecidos habitualmente para este tipo de censos (Bibby *et al.*, 2000), es decir, durante las primeras horas de la mañana en primavera y desde poco después del amanecer hasta el mediodía en invierno, con luz suficiente y siempre en ausencia de fenómenos meteorológicos intensos (lluvia, nieve y viento).

**6. Estructura de la vegetación:** dentro de cada unidad de muestreo se establecieron cinco parcelas circulares de 25 metros de radio, cada 100 m y empezando en los 50 m (es decir, a los 50 m, 150 m, 250 m, 350 m y 450 m del inicio de cada muestra), en las que se midieron 33 variables relativas a la estructura de la vegetación (cobertura por biotipos y estratos horizontales de vegetación leñosa hasta más de 10 m de altura) y su diversidad florística (número de especies de leñosas y cobertura de las principales especies arbóreas); véase la lista detallada de variables en el Capítulo 4 (Tabla 4.1). Se incluyeron además dos variables indicadoras del uso del parque por parte de la población local: la presencia de edificaciones y la abundancia de rastros de ganado ovino. En total se tomaron 495 muestras de vegetación. Los cinco valores de cada taxiado se promediaron para obtener un valor medio analizable. Estos datos relativos a la vegetación se tomaron en mayo y junio de 2008.

**7. Disponibilidad de frutos para las aves:** en invierno, se muestreó la producción de frutos susceptibles de ser consumidos por las aves.

## **CAPÍTULO 3. RIQUEZA E INVENTARIO DE ESPECIES DE PASERIFORMES Y AFINES EN EL PARQUE NATURAL DE LAS HOCES DEL RÍO RIAZA**

### **3.1. Introducción y objetivos**

Uno de los principales indicadores de la biodiversidad que alberga una región es su riqueza de especies (Magurran, 1988; Gaston, 2004). La riqueza es mucho más fácil de interpretar que los índices de diversidad típicamente utilizados en estudios de comunidades (que no sólo tienen en cuenta el número de especies presentes, sino que consideran también la abundancia relativa de cada una de ellas), cuyo valor está muy influido por el tipo y tamaño del muestreo realizado (Gaston, 1996), y por ello cada vez es más popular como herramienta para la cuantificación de la biodiversidad (general o de grupos concretos de organismos) y su comparación entre tipos de hábitat o regiones geográficas (Gotelli y Colwell, 2001).

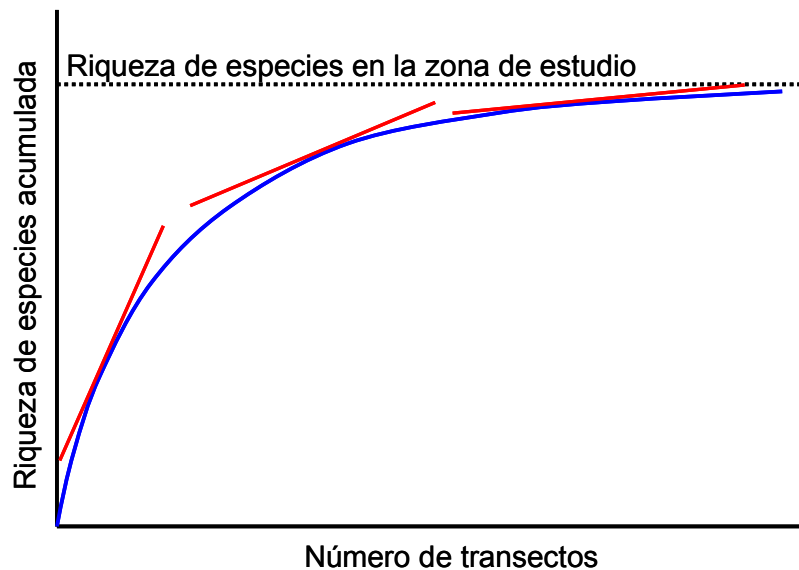
Así las cosas, un elemento esencial en el seguimiento de la fauna de una reserva natural es el inventario de sus especies. Sin embargo, resulta casi imposible producir un inventario completo, ya que las restricciones técnicas o temporales que caracterizan los muestreos de fauna hacen muy improbable la detección de todas las especies presentes en una zona (Gotelli y Colwell, 2001). Esta circunstancia plantea un serio problema: la información derivada de la comparación de inventarios parciales puede ser inexacta o, en el peor de los casos, equívoca. Para solucionar este problema se han propuesto diferentes posibilidades, todas ellas basadas en el hecho de que la exhaustividad de cualquier inventario de fauna está directamente relacionada con el esfuerzo de muestreo que lo ha generado. Como primera aproximación, se ha propuesto comparar inventarios con idéntico esfuerzo de muestreo (el mismo número de unidades de censo o de individuos detectados; Magurran, 1988). Sin embargo, la abundancia y distribución de las diferentes especies presentes en los ambientes inventariados puede hacer variar enormemente la calidad entre muestreos realizados con idéntico esfuerzo. Por ejemplo, es previsible que el inventario resultante de un mismo esfuerzo de muestreo sea más exhaustivo en un ambiente con pocas especies uniformemente distribuidas que en uno con muchas especies distribuidas de manera heterogénea. En estas circunstancias, un método más adecuado es el análisis del patrón de rarefacción de especies en subconjuntos de muestras de tamaño progresivamente decreciente (Hurlbert, 1971), aunque dicha aproximación también resulta problemática porque las curvas de rarefacción son muy dependientes de que la dominancia de las especies incluidas en la muestra se mantenga homogénea a través del gradiente de variación de tamaños de muestra analizado (Gray, 2002).

Una alternativa ampliamente utilizada en la actualidad para la valoración objetiva de la exhaustividad de los listados de fauna es el análisis de curvas de riqueza acumulada (véase un análisis de sus ventajas frente a otros métodos en Gray, 2002). La curva de riqueza acumulada es la representación gráfica de la función que relaciona el número de especies acumuladas en el inventario a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo (medido, por ejemplo, como número de transectos de censo realizados en la zona de estudio), una relación que típicamente se ajusta a un patrón de crecimiento decelerado. Así, los primeros transectos sirven para



localizar rápidamente las especies más comunes en la zona de estudio, por lo que producen un aumento muy rápido de la riqueza de especies acumulada transecto a transecto. Sin embargo, a medida que aumenta el número de transectos realizados, la probabilidad de detectar nuevas especies (no incluidas en transectos anteriores) va disminuyendo paulatinamente, hasta alcanzar un punto a partir del cual es imposible añadir nuevas especies al catálogo por mucho esfuerzo adicional que se dedique a su búsqueda (esto ocurre cuando ya se han visto todas las especies presentes en la zona). Expresado en términos matemáticos, la curva de acumulación de especies tiene una pendiente alta en los primeros transectos, que va reduciéndose paulatinamente a medida que la riqueza acumulada se aproxima a su asíntota: la riqueza real de especies de la zona (Figura 3.1). Estas propiedades de la curva de riqueza acumulada son especialmente interesantes, ya que permiten valorar analíticamente la exhaustividad de los inventarios de fauna. Por ejemplo, aunque se desconozca la riqueza real de especies presentes en la zona donde se realiza el seguimiento, ésta puede ser estimada –y dotada de su correspondiente intervalo de confianza– calculando la asíntota de la curva de acumulación de especies. De acuerdo con esto, puede considerarse que un catálogo de fauna es suficientemente exhaustivo cuando el número de especies que incluye se aproxima razonablemente a la asíntota de la curva de riqueza acumulada. En este sentido, se considera razonable fijar el porcentaje de especies presentes en la zona que debe incluir un inventario, siendo dicho porcentaje más o menos elevado en función de los objetivos específicos del seguimiento.

Para el desarrollo del programa de seguimiento de la avifauna del Parque Natural de las Hoces del Río Riaza, se diseñó una red de muestreo de 99 transectos (ver Capítulo 2). Utilizando cada uno de estos transectos como una unidad de esfuerzo de búsqueda de especies, se ha determinado la exhaustividad de los catálogos de avifauna obtenidos utilizando curvas de riqueza acumulada. El objetivo de estos análisis ha sido determinar la validez del programa de seguimiento propuesto para: (1) el inventario de especies de aves paseriformes y afines reproductoras e invernantes en el PNHR, y (2) la caracterización del valor conservacionista de los diferentes hábitats del PNHR en relación con su capacidad para acoger mayor o menor diversidad de especies reproductoras o invernantes.



**Figura 3.1.** Estructura de una curva de riqueza acumulada. La curva (en azul) representa el número acumulado de especies incluidas en un inventario de fauna a medida que aumenta el número de unidades de censo (transectos) realizadas en la zona de estudio. Las líneas rojas representan las tangentes a la curva de riqueza acumulada en tres niveles diferentes de esfuerzo de muestreo. Las pendientes de dichas tangentes sirven para valorar cuándo la riqueza acumulada se ha aproximado razonablemente a la riqueza real (la asintota de la curva). Se considera que un inventario es exhaustivo cuando la pendiente de la tangente a la curva es menor de 0,1.

### 3.2. Métodos

El análisis de las curvas de riqueza acumulada de especies se ha limitado al grupo de aves que pueden censarse correctamente con el método propuesto (Capítulo 2). Para dicho análisis, se ha tenido en cuenta cada transecto como una unidad de esfuerzo de censo independiente. Se han separado los censos realizados en diferentes épocas del año (primavera o invierno) para determinar la efectividad del programa de seguimiento en la catalogación de la avifauna reproductora e invernante en la zona. Igualmente, se han separado los análisis de los dos años de estudio, dado que dichos análisis implican exactamente a las mismas unidades muestrales (por lo que éstas no pueden considerarse estadísticamente independientes).

Para los inventarios de especies, se ha considerado a todas las especies registradas durante los transectos, considerando contactos dentro y fuera de la banda de muestreo. Obviamente, esta circunstancia puede ocasionar la inclusión de especies de hábitats aledaños dentro de los inventarios de cada tipo de hábitat, ya que las aves contactadas fuera de banda pueden estar en un hábitat distinto al muestreado en cada momento (un problema especialmente evidente durante el muestreo de sotos y cultivos, dada su imbricación espacial y la reducida extensión de los primeros en el Parque Natural). Sin embargo, trabajar sólo con los contactos dentro de banda tiene como desventaja el capturar una menor riqueza de especies, un problema que en este estudio se ve especialmente acentuado por el reducido número de transectos realizado en cada tipo de hábitat, y que podría perjudicar especialmente a medios que son importantes de acuerdo con los objetivos conservacionistas del Parque Natural pero

tienen una baja abundancia de aves, como los páramos. Así pues, se ha preferido considerar todos los contactos para intentar recoger la máxima diversidad de especies presentes en cada tipo de hábitat, a sabiendas de que dicha decisión puede desembocar en la obtención de riquezas de especies artificialmente altas en algunos tipos de hábitat.

Un problema general de las curvas de riqueza acumulada es que sus propiedades matemáticas dependen del orden de ejecución de los censos (unidades de esfuerzo de muestreo). Así, la curva de riqueza tendrá una asíntota variable dependiendo de si por azar los censos más ricos en especies se localizan al principio o al final del muestreo. Para evitar este problema, para cada inventario de avifauna se ha generado una curva consenso de riqueza de especies, mediante el cálculo de la riqueza de especies acumulada en promedio por cada grupo de transectos en un conjunto de 1.000 simulaciones del patrón de acumulación de especies, en las que se ha aleatorizado el orden de realización de los transectos.

Para obtener los parámetros matemáticos de la curva de riqueza acumulada, primero se han ajustado varios modelos de crecimiento asintótico a los datos (crecimiento logarítmico, crecimiento exponencial negativo y ecuación de Clench; Soberón & Llorente 1993), a fin de determinar cuál de ellos proporciona el mejor modelo para la zona de estudio. Utilizando los datos de todos los transectos (sin separar hábitats), se ha podido comprobar que el modelo que proporciona un mejor ajuste, con una proporción de varianza explicada del 99,28% en el peor de los casos, es la ecuación de Clench:

$$S = a \cdot n / (1 + b \cdot n) \quad [1]$$

donde S es la riqueza acumulada de especies y n es el número de transectos realizados. Para estimar los parámetros a y b de cada curva, se ha utilizado el módulo de estimación no lineal del programa Statistica 7.0 (StatSoft, 2004), con un ajuste basado en la minimización de los cuadrados de las diferencias entre observados y esperados, calculados éstos últimos mediante un proceso de iteración de parámetros de acuerdo con el método Quasi-Newton (StatSoft, 2004).

Una vez obtenida la función de Clench ajustada a los datos, se ha estimado la riqueza de especies por medio de la asíntota de la curva de riqueza acumulada (calculada como a/b), con su intervalo de confianza al 95% estimado por la varianza de los parámetros a y b obtenida durante el ajuste de la curva. Igualmente, la primera derivada de la función de Clench ha servido para calcular la pendiente de la curva de riqueza acumulada a diferentes puntos a lo largo del muestreo ( $P_N$ ):

$$P_N = a / (1 + b \cdot n)^2 \quad [2]$$

Utilizando todos estos datos, se ha calculado el número de transectos adicionales que habrían sido necesarios para añadir una especie más a cada inventario, el porcentaje de la riqueza de especies teórica incluido en el inventario, el esfuerzo de muestreo efectivo para la elaboración de un inventario exhaustivo (el número de transectos que consigue reducir la pendiente de la tangente de la curva de riqueza acumulada hasta 0,1), y el número de

transectos teóricamente necesario para detectar el 95% de las especies teóricamente presentes en el Parque Natural o, en su caso, en el tipo de hábitat muestreado.

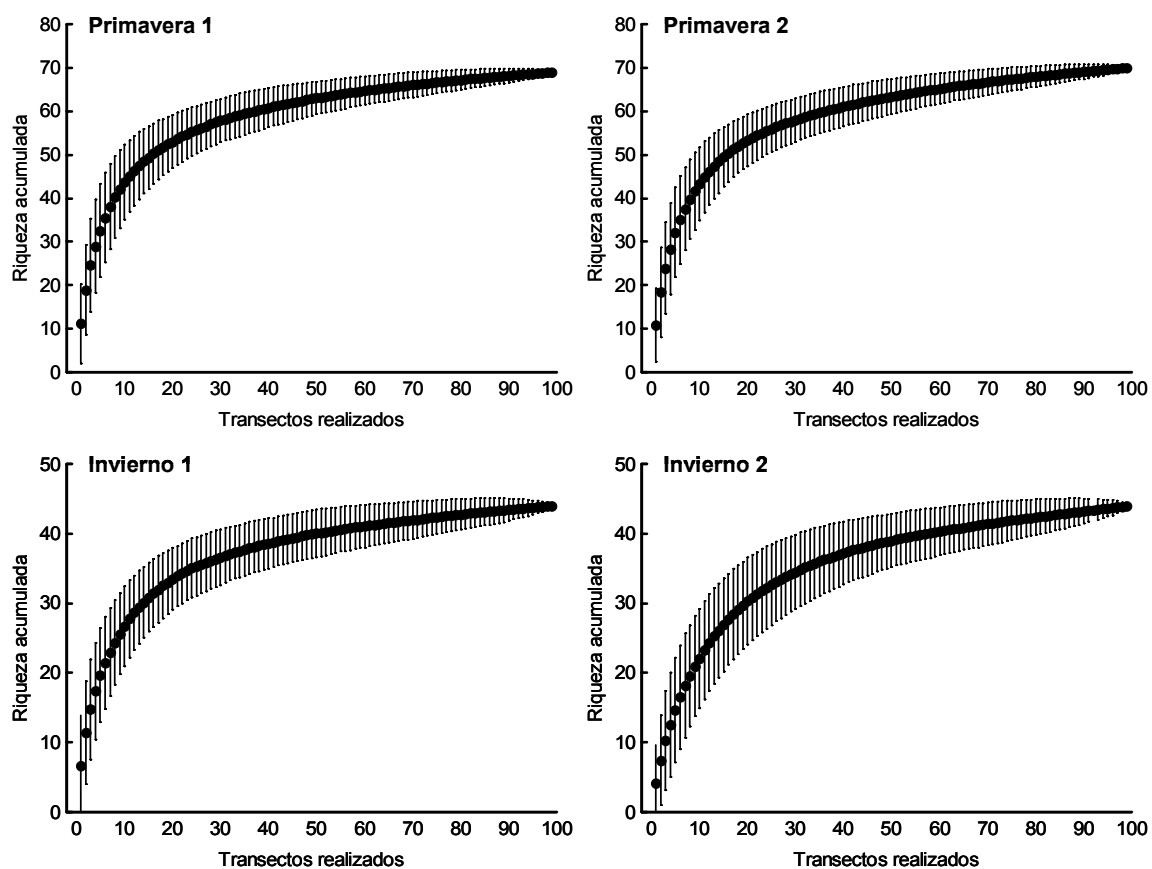
En un mosaico de hábitats como el existente en el Parque Natural de las Hoces del Río Riaza, la composición de los inventarios de avifauna específicos de cada tipo de hábitat puede estar muy influida por el intercambio de especies entre tipos de hábitat. Es previsible, por ejemplo, encontrar especies muy ligadas a algún tipo concreto de hábitat (en el que se las encuentra más frecuentemente), pero que se presentan con baja frecuencia en otros tipos de hábitat. Si esta circunstancia es frecuente, puede dificultar la exhaustividad de los inventarios de avifauna, sobre todo con un esfuerzo de muestreo limitado (como el que forzosamente se ha tenido que aplicar en cada tipo de hábitat en el presente estudio). Para investigar hasta qué punto el intercambio de especies entre tipos de hábitat es importante en el Parque Natural, se realizaron dos tipos de análisis. En primer lugar, se realizó un análisis de similitud entre transectos de acuerdo con su composición específica (considerando la presencia o ausencia de cada especie en cada transecto). La matriz de similitudes entre transectos se determinó de acuerdo con las distancias de Manhattan entre los mismos (calculadas en el espacio multivariante definido por la matriz de presencias o ausencias de cada especie: dos transectos están tanto más próximos cuanto más parecida es su lista de especies), utilizando para ello el módulo de análisis de clúster del programa Statistica 7.0, con unión completa como regla de vinculación (StatSoft, 2004). En segundo lugar, se construyeron matrices de compartición de especies entre tipos de hábitat, con objeto de identificar el grado de exclusividad de los elementos de la avifauna encontrados en cada tipo de hábitat, y la frecuencia con que diferentes especies se presentan en distintos tipos de hábitat en el Parque Natural.

### **3.3. Resultados y Discusión**

#### **3.3.1. Inventario de avifauna del Parque Natural**

Los muestreos de primavera sirvieron para detectar un total de 74 especies, resultantes de combinar las listas de especies obtenidas durante las dos temporadas de estudio (se sumaron 69 especies el primer año y 70 el segundo, y 9 especies fueron detectadas durante una única primavera). Puede considerarse que el catálogo de especies reproductoras en el Parque Natural fue exhaustivo en ambas primaveras (Figura 3.2), dado que en ambos casos habría hecho falta sumar entre 115 y 120 transectos a los 99 realizados para detectar tan solo una especie más (Tabla 3.1). De hecho, de acuerdo con el patrón de acumulación de especies, los muestreos de primavera consiguieron detectar más del 95% de las especies teóricamente presentes en el Parque Natural, acercándose mucho a la asíntota de la curva de riqueza acumulada. Así, la pendiente de la tangente a la curva con 99 transectos fue mucho menor de 0,1 en ambos años de estudio; de hecho, habría bastado con aproximadamente 70 transectos para cumplir con ese criterio de exhaustividad del inventario (Tabla 3.1). A la vista de este resultado, cabe destacar que, de acuerdo con los parámetros de la curva, la previsión de muestreo para recoger el 95% de las especies es de más de 125 transectos en ambos años, una estimación a todas luces influida por estar el muestreo tan próximo a la asíntota de la curva, una zona en la que hacen falta

grandes cambios en el esfuerzo de muestreo para producir variaciones muy ligeras en el número de especies acumuladas en el inventario (nótese que el muestreo realizado consiguió acumular más del 95% de las especies teóricamente presentes en la zona; Tabla 3.1).



**Figura 3. 2.** Curvas de riqueza acumulada obtenidas en los censos de primavera e invierno (dos años de estudio en cada caso). Los puntos representan la riqueza acumulada en promedio en 1.000 repeticiones de la curva con órdenes aleatorios de ejecución de los transectos, y las barras indican los intervalos de confianza al 95% de dichas riquezas acumuladas. Las diferentes curvas que pueden ajustarse dentro de dichos intervalos de confianza tienen diferentes asíntotas, variación que puede utilizarse para determinar la riqueza teórica de cada muestreo con una confianza del 95%.

Los muestreos de invierno sirvieron para detectar un total de 50 especies, resultantes de combinar las listas de especies obtenidas durante los dos inviernos de estudio: ambas listas constaron de 44 especies (Figura 3.1) aunque 12 especies fueron detectadas durante un único invierno. Así pues, los inventarios invernales mostraron mayor variabilidad que los primaverales, con mayor sustitución de especies entre temporadas a pesar de contar con menor riqueza total de especies. Por otra parte, también fueron inventarios ligeramente menos exhaustivos que los de primavera, sobre todo el del segundo año de estudio, cuando sólo se consiguió incorporar el 90% de las especies teóricamente presentes en el PNHR. De acuerdo con los parámetros estimados para el patrón de acumulación de especies, habría hecho falta hacer 142 y 231 transectos (respectivamente) para inventariar el 95% de las especies invernantes en el PNHR cada año de estudio. En cualquier caso, ambos inventarios invernales pueden considerarse

exhaustivos si se tiene en cuenta la cantidad de nuevos transectos que habría sido necesario realizar para añadir una especie a cada uno de ellos (47 transectos adicionales en el muestreo del segundo invierno), o si se atiende al criterio de la pendiente de la tangente a la curva con el esfuerzo realizado (mucho menor de 0,1 en ambos inviernos), un criterio este último que, de acuerdo con los modelos obtenidos, se habría conseguido alcanzar con entre 60 y 75 transectos (Tabla 3.1).



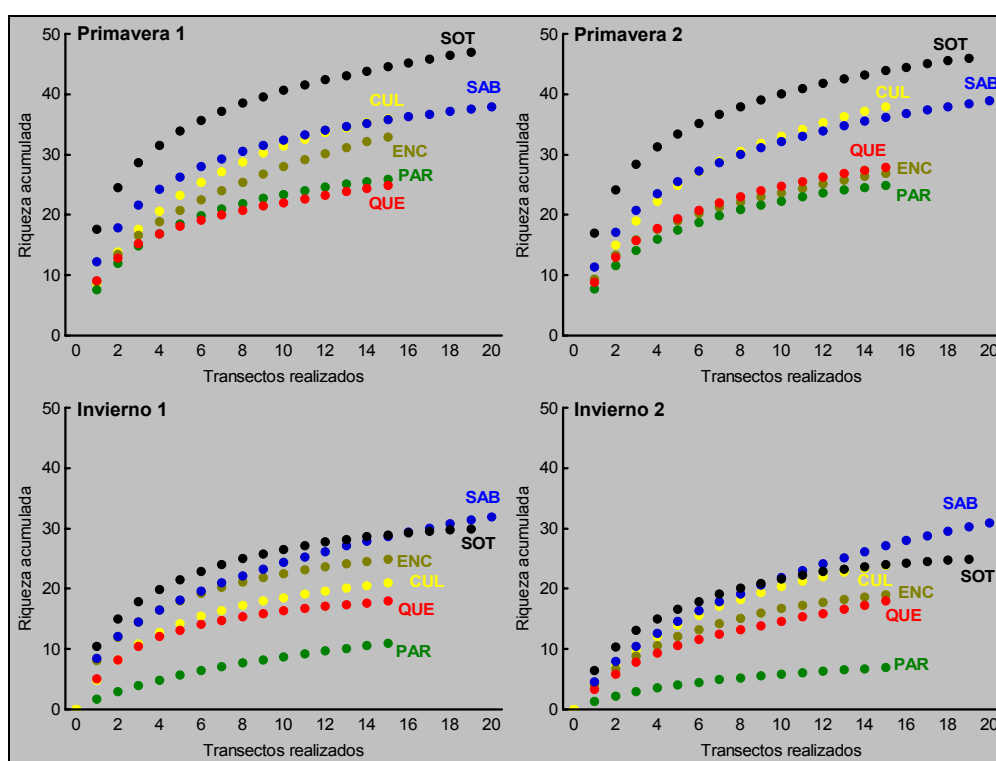
Los seis tipos de hábitat considerados en este estudio: sotos, cultivos, páramos, sabinares, encinares y quejigares.

**Tabla 3.1.** Riqueza de especies acumulada durante los cuatro periodos de muestreo. Se indica el número de especies observadas en todo el PNHR y en cada tipo de hábitat. En cada caso, se indican los parámetros a y b de la ecuación de Clench ajustada a cada curva de riqueza acumulada, la riqueza teórica de especies (los extremos inferior y superior del intervalo de confianza al 95% para la asíntota de la función de acumulación de especies,  $S_T$ ), el número de transectos adicionales necesarios para añadir una especie más a cada lista ( $\Delta N_{S+1}$ ), la pendiente de la tangente de la curva de riqueza acumulada con el esfuerzo realizado ( $P_N < 0,1$  indica un inventario exhaustivo), el porcentaje de las especies teóricamente existentes que han sido incluidas en el inventario ( $S\%$ ), el esfuerzo de muestreo efectivo ( $N_E$ , nº de transectos necesarios para reducir la pendiente de la tangente de la curva de acumulación de especies hasta  $P_N = 0,1$ ) y el número de transectos necesarios para detectar el 95% de las especies presentes en cada caso ( $N_{95\%}$ ).

Muestra	Especies	a	b	$S_T$	$\Delta N_{S+1}$	$P_N$	$S\%$	$N_E$	$N_{95\%}$
<b>PRIMAVERA 1:</b>									
<b>Parque Natural</b>	<b>69</b>	<b>10,70</b>	<b>0,15</b>	<b>(71,9 - 72,5)</b>	<b>115</b>	<b>0,04</b>	<b>95,6</b>	<b>69</b>	<b>128</b>
Cultivos	36	9,24	0,19	(47,0 - 49,4)	2	0,61	74,9	50	99
Encinar	33	8,77	0,21	(39,9 - 45,2)	5	0,51	78,4	45	91
Páramo	26	9,36	0,30	(31,0 - 32,0)	5	0,31	82,6	32	64
Quejigar	25	11,08	0,39	(27,2 - 29,3)	16	0,23	88,9	27	48
Sabinar	38	14,37	0,34	(42,0 - 43,6)	16	0,39	88,8	36	57
Soto	47	21,67	0,42	(50,1 - 52,6)	21	0,40	91,8	35	45
<b>PRIMAVERA 2:</b>									
<b>Parque Natural</b>	<b>70</b>	<b>10,26</b>	<b>0,14</b>	<b>(73,0 - 73,7)</b>	<b>119</b>	<b>0,05</b>	<b>95,5</b>	<b>72</b>	<b>136</b>
Cultivos	38	10,22	0,21	(48,5 - 50,7)	3	0,61	76,7	49	92
Encinar	27	10,81	0,35	(29,8 - 32,5)	12	0,28	87,3	30	54
Páramo	25	8,87	0,29	(29,3 - 31,1)	6	0,30	83,0	32	65
Quejigar	28	9,90	0,30	(32,4 - 34,9)	7	0,33	83,7	33	64
Sabinar	39	12,39	0,28	(43,7 - 46,2)	15	0,47	87,0	40	69
Soto	46	21,51	0,43	(49,4 - 51,5)	18	0,39	91,4	34	44
<b>INVIERNO 1:</b>									
<b>Parque Natural</b>	<b>44</b>	<b>6,22</b>	<b>0,13</b>	<b>(46,2 - 46,6)</b>	<b>139</b>	<b>0,03</b>	<b>94,8</b>	<b>58</b>	<b>142</b>
Cultivos	21	6,00	0,22	(27,0 - 27,4)	4	0,32	77,3	35	86
Encinar	25	9,64	0,33	(29,0 - 30,4)	7	0,28	84,3	30	58
Páramo	11	1,65	0,09	(18,5 - 20,2)	4	0,32	57,0	46	222
Quejigar	18	6,72	0,31	(21,7 - 21,9)	7	0,21	82,7	26	62
Sabinar	32	7,04	0,18	(37,5 - 42,1)	14	0,52	81,2	47	106
Soto	30	12,72	0,38	(33,3 - 34,5)	14	0,29	88,5	30	51
<b>INVIERNO 2:</b>									
<b>Parque Natural</b>	<b>44</b>	<b>4,01</b>	<b>0,08</b>	<b>(48,6 - 48,9)</b>	<b>47</b>	<b>0,05</b>	<b>90,3</b>	<b>76</b>	<b>231</b>
Cultivos	24	4,52	0,12	(37,1 - 37,5)	2	0,57	64,4	55	157
Encinar	19	4,51	0,17	(26,1 - 26,9)	3	0,36	71,7	39	112
Páramo	7	1,37	0,13	(10,1 - 10,8)	10	0,16	67,2	27	144
Quejigar	18	3,59	0,14	(24,6 - 27,2)	5	0,38	69,9	42	136
Sabinar	31	4,16	0,09	(46,3 - 50,5)	8	0,79	64,3	74	220
Soto	25	7,67	0,25	(29,9 - 30,6)	9	0,33	82,7	34	75

### 3. 3. 2. Inventarios de avifauna por tipos de hábitat

En claro contraste con los resultados descritos más arriba para el inventario de la avifauna reproductora e invernante en todo el Parque Natural, los **inventarios correspondientes a cada uno de los seis tipos de hábitat** en que se estratificó el muestreo distaron mucho de ser exhaustivos (Figura 3.3). Por ejemplo, en ninguno de los hábitats se consiguió acercarse a la pendiente de la tangente de la curva de riqueza acumulada a 0,1 (el valor más bajo obtenido fue de 0,16), y hubo varios inventarios en los que, teóricamente, habría sido posible detectar una especie más con un esfuerzo de muestreo adicional muy reducido (tan solo dos transectos en muchos casos; Tabla 3.1).



**Figura 3. 3.** Curvas de riqueza acumulada obtenidas durante el muestreo de los diferentes tipos de hábitat, en ambas épocas del año y años de estudio. Se muestran las riquezas acumuladas en promedio de acuerdo con 1.000 simulaciones del proceso de acumulación de especies a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo. Los intervalos de confianza de dichos valores se han excluido para facilitar la visualización del gráfico (CUL: Cultivos, ENC: Encinar, PAR: Páramo, QUE: Quejigar, SAB: Sabinar, SOT: Soto).

Los resultados del análisis de clúster para la similitud de los listados de fauna entre los transectos realizados muestran que, si bien existe cierta señal del tipo de hábitat en los patrones de similitud entre transectos (los transectos realizados en el mismo tipo de hábitat tienden a tener listados de especies más parecidos que los realizados en hábitats distintos), en todos los tipos de hábitat se han realizado transectos cuyo listado de especies los acerca más a los típicos de otros hábitats (Figura 3.4).

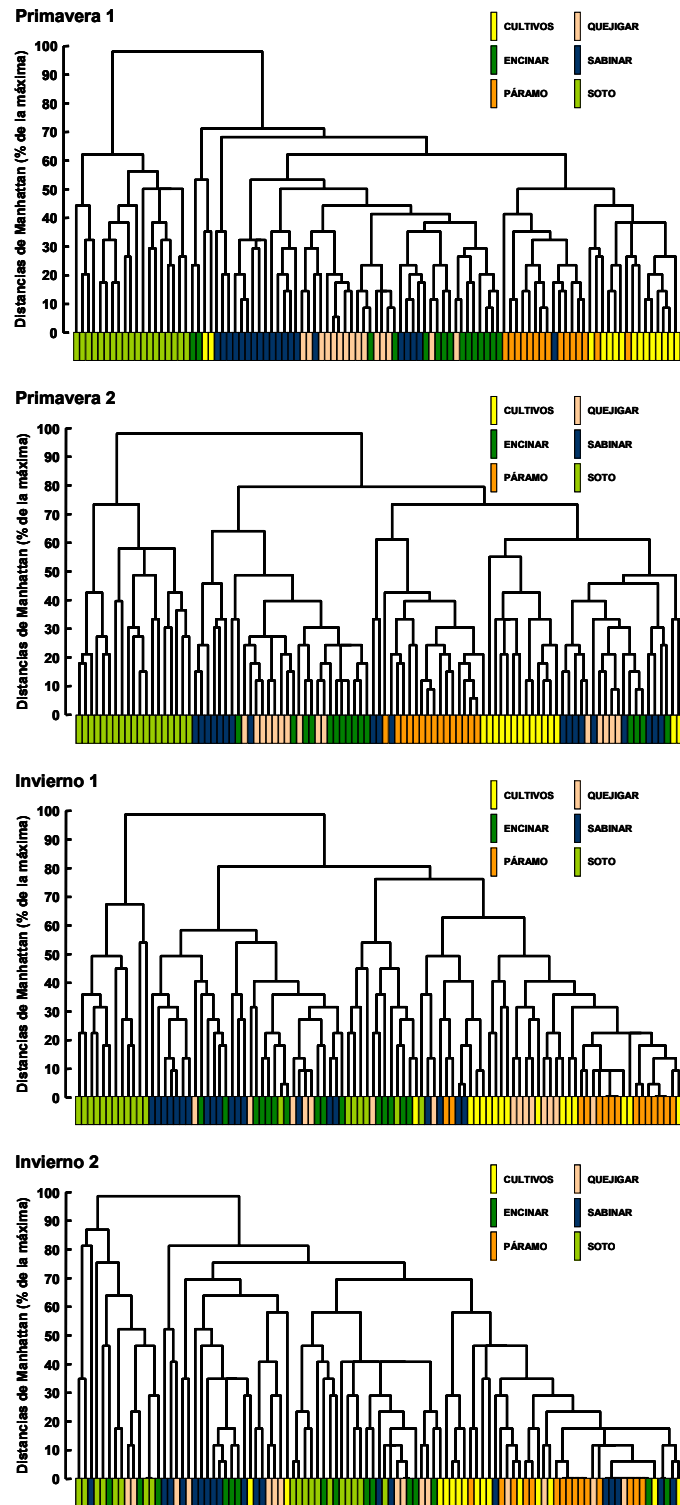


Los análisis de clúster muestran que los ensamblajes de especies son más específicos de cada tipo de hábitat en primavera, cuando se diferencian bien al menos tres tipos de transectos: los realizados en cultivos, páramos y sotos. Sin embargo, los transectos realizados en encinares, quejigares y sabinares se mezclan mucho, revelando una falta de identidad clara (Figura 3.4). En invierno, el análisis revela una situación en la que los transectos del mismo tipo de hábitat no generan listados de especies similares, una circunstancia particularmente evidente durante el segundo invierno de estudio (Figura 3.4).

De acuerdo con los patrones revelados por el análisis de clúster, ninguno de los hábitats mostró una alta frecuencia de especies exclusivas (Tabla 3.2). Así, encontramos hasta un 26% de especies exclusivas de los sotos, el tipo de hábitat cuyo inventario de avifauna fue más diferenciado (como se observa por su divergencia profunda con otros tipos de hábitat en la Figura 3.4). Los demás hábitats rara vez superaron un 15% de especies exclusivas, oscilando sus valores en torno al 5%.



Las aves más conspicuas son fácilmente detectables en cualquier protocolo de muestreo de la riqueza de especies (en la imagen un triguero, *Miliaria calandra*).



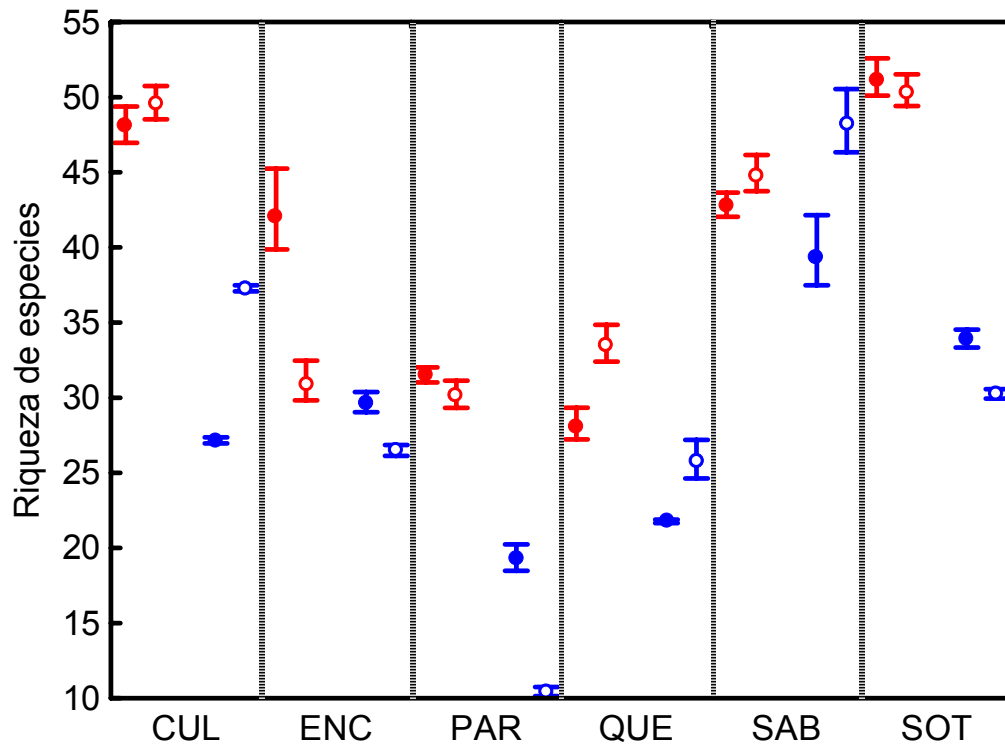
**Figura 3.4.** Relaciones de similitud entre transectos de acuerdo con su listado de especies, obtenidas mediante análisis de clúster. Los transectos de cada tipo de hábitat se representan con diferentes colores.

**Tabla 3. 2.** Matrices de compartición de especies entre tipos de hábitat, en ambas estaciones del año y en los dos años de estudio. Las matrices muestran el número de especies detectadas en cada tipo de hábitat (números entre paréntesis, CUL: Cultivos, ENC: Encinar, PAR: Páramo, QUE: Quejigar, SAB: Sabinar, SOT: Soto). La diagonal principal muestra, en negrita, el número de especies exclusivas de cada tipo de hábitat (especies que no se observaron en otros hábitats durante los censos). Los demás elementos de cada matriz indican el número de especies compartidas entre los diferentes tipos de hábitat.

<b>PRIMAVERA 1</b>							<b>PRIMAVERA 2</b>						
	<b>CUL</b>	<b>ENC</b>	<b>PAR</b>	<b>QUE</b>	<b>SAB</b>	<b>SOT</b>		<b>CUL</b>	<b>ENC</b>	<b>PAR</b>	<b>QUE</b>	<b>SAB</b>	<b>SOT</b>
<b>CUL</b> <b>(36)</b>	<b>2</b>						<b>CUL</b> <b>(38)</b>	<b>7</b>					
<b>ENC</b> <b>(33)</b>	19	<b>1</b>					<b>ENC</b> <b>(27)</b>	15	<b>0</b>				
<b>PAR</b> <b>(26)</b>	17	16	<b>4</b>				<b>PAR</b> <b>(25)</b>	18	12	<b>3</b>			
<b>QUE</b> <b>(25)</b>	16	20	12	<b>0</b>			<b>QUE</b> <b>(28)</b>	21	21	12	<b>0</b>		
<b>SAB</b> <b>(38)</b>	24	25	20	20	<b>2</b>		<b>SAB</b> <b>(39)</b>	24	23	21	21	<b>1</b>	
<b>SOT</b> <b>(47)</b>	24	25	11	22	24	<b>10</b>	<b>SOT</b> <b>(46)</b>	24	18	13	22	26	<b>12</b>
<b>INVIERNO 1</b>							<b>INVIERNO 2</b>						
	<b>CUL</b>	<b>ENC</b>	<b>PAR</b>	<b>QUE</b>	<b>SAB</b>	<b>SOT</b>		<b>CUL</b>	<b>ENC</b>	<b>PAR</b>	<b>QUE</b>	<b>SAB</b>	<b>SOT</b>
<b>CUL</b> <b>(21)</b>	<b>3</b>						<b>CUL</b> <b>(24)</b>	<b>4</b>					
<b>ENC</b> <b>(25)</b>	13	<b>1</b>					<b>ENC</b> <b>(19)</b>	11	<b>0</b>				
<b>PAR</b> <b>(11)</b>	8	7	<b>0</b>				<b>PAR</b> <b>(7)</b>	7	3	<b>0</b>			
<b>QUE</b> <b>(18)</b>	10	16	4	<b>1</b>			<b>QUE</b> <b>(18)</b>	12	15	3	<b>0</b>		
<b>SAB</b> <b>(32)</b>	17	23	10	17	<b>1</b>		<b>SAB</b> <b>(31)</b>	18	18	6	17	<b>4</b>	
<b>SOT</b> <b>(30)</b>	14	20	5	15	24	<b>5</b>	<b>SOT</b> <b>(25)</b>	13	13	2	11	17	<b>6</b>

A pesar de la elevada frecuencia de intercambio de especies entre hábitats a escala local (revelada en los análisis de clúster y las matrices de compartición de especies), las estimaciones de riqueza de especies derivadas de las curvas de riqueza acumulada obtenidas

en cada tipo de hábitat (véase la Figura 3.3 y la Tabla 3.1) permitieron detectar claras diferencias de riqueza de especies, tanto entre los hábitats considerados como entre periodos del año, existiendo además claras variaciones entre años dentro de casi todos los tipos de hábitat, tanto en primavera como en invierno (Figura 3.5).



**Figura 3. 5.** Variación de la riqueza de especies teóricamente presente en cada tipo de hábitat, medida como el valor medio de la asíntota de su curva de riqueza acumulada (círculos, las desviaciones representan intervalos de confianza al 95% de la riqueza promedio). Se distinguen los valores obtenidos en primavera (rojo) e invierno (azul). Los valores representados con círculos rellenos corresponden al primer año de estudio, y los representados con círculos vacíos al segundo.

Los resultados del análisis de las curvas de riqueza acumulada demuestran que el esfuerzo de muestreo empleado en el censo de aves del PNHR Natural es más que suficiente para conseguir un inventario exhaustivo de sus especies de paseriformes y afines, tanto durante la época de cría como durante la invernada. Igualmente, los resultados muestran la utilidad del método para detectar variaciones interanuales en la riqueza de especies, tanto a la escala del conjunto del PNHR como dentro de cada uno de sus tipos de hábitat más representativos. Cabe destacar que las estimaciones de riqueza total para cada tipo de hábitat fueron poco fiables debido al reducido esfuerzo de muestreo dentro de cada tipo de hábitat, una circunstancia forzada por el tamaño del Parque Natural, la extensión de cada tipo de hábitat y el tamaño de las unidades de censo. Sin embargo, aun así pudieron detectarse claras diferencias de riqueza entre tipos de hábitat (como muestra el hecho de que los intervalos de confianza de las riquezas medias representadas en la Figura 3.5 raramente se solapan). Más

interesante aún fue encontrar diferencias estacionales e interanuales en la riqueza de especies estimada dentro de cada tipo de hábitat, un resultado que, por sí solo, demuestra la utilidad del método a efectos de seguimiento.

Un problema obvio en el análisis utilizado es la “contaminación” con especies de hábitats aledaños debida a la inclusión de los contactos fuera de banda. Este fenómeno pudo ser influyente en los censos de sotos y cultivos, dos medios frecuentemente contiguos y de extensión reducida, lo que los hace especialmente susceptibles a la detección de especies del otro hábitat fuera de las bandas de muestreo. Por ejemplo, la Tabla 3.2 refleja bien dicho efecto: los sotos albergan especies forestales, mientras que los cultivos acogen especies de medios abiertos, y sin embargo estos dos tipos de medio muestran una elevada proporción de especies compartidas. Sin embargo, este efecto de contaminación es altamente improbable en el muestreo de los otros cuatro tipos de hábitat, no obstante lo cual se ha podido constatar una alta frecuencia de especies compartidas entre prácticamente todos los tipos de hábitat. Por esta razón, puede considerarse que la riqueza de especies estimada a partir de todos los contactos –dentro y fuera de banda– es un buen indicador de la riqueza real de especies presentes en cada tipo de hábitat. En cualquier caso, el método propuesto deja la puerta abierta a la realización de inventarios en los que sólo se tenga en cuenta los contactos dentro de la banda de censo.

Las oscilaciones interanuales en la riqueza de especies estimada para cada tipo de hábitat resultan especialmente evidentes durante los censos de invierno. Así, en los censos de primavera sólo se encuentran cambios interanuales de riqueza de especies en los encinares (que pierden especies del primer al segundo año de estudio) y en los quejigares (que las ganan). Dichos cambios, ocurridos entre hábitats con avifaunas con necesidades similares, podrían estar relacionados con la pluviometría de los años de estudio, que podría motivar trasvases de especies entre estos dos tipos de hábitat, a favor de los encinares (más xéricos) en los años más húmedos y de los quejigares (más húmedos) en los años más secos. De hecho, las precipitaciones en la región fueron mucho más elevadas en la primavera de 2008 que en la de 2009, cuando no llegaron a alcanzar siquiera la mitad de los valores normales en la zona. En invierno, sin embargo, la riqueza de especies muestra cambios interanuales muy significativos en todos los hábitats. Este hecho pone de manifiesto la mayor impredecibilidad de la capacidad de acogida de especies invernantes por parte del Parque Natural (el 27% de sus especies invernantes se detectaron sólo en un invierno de estudio), dependiente de fenómenos tan variables como la llegada de individuos migradores a la región (a su vez relacionada con las condiciones meteorológicas de cada invierno) o la variación interanual en la producción de frutos (un recurso del que dependen numerosas especies invernantes en la zona, véase el Capítulo 6). De acuerdo con estos resultados, un seguimiento como el propuesto en este trabajo se hace especialmente pertinente, sobre todo si dicho seguimiento se acompaña de un estudio paralelo de las variables que podrían generar cambios interanuales en la distribución de la avifauna (meteorología, abundancia de alimento, etc.).

Los resultados han permitido constatar un fenómeno interesante desde la perspectiva del seguimiento de poblaciones: aunque existen cambios estacionales e interanuales en la composición específica de cada tipo de hábitat, no se detectan grandes cambios interanuales en la riqueza de especies del Parque Natural. De acuerdo con esto, el Parque Natural de las Hoces del Río Riaza debe interpretarse como una unidad funcional en cuanto a su capacidad para acoger avifauna, con un entramado de hábitats entre los que existe un evidente intercambio de especies, probablemente relacionado con las condiciones meteorológicas de cada año, que podrían aumentar la capacidad de acogida de especies de ciertos hábitats en perjuicio de la de otros. En estas circunstancias, es razonable pensar que el mantenimiento de una alta diversidad de hábitats contribuye a la riqueza avifaunística del Parque Natural, a través de una dinámica de intercambio de especies entre hábitats, según la cual diferentes hábitats podrían albergar los núcleos principales de ciertas especies según las condiciones meteorológicas del año, tamponando así el impacto sobre la avifauna de los rigores meteorológicos (especialmente la sequía estival o las nevadas invernales). La identificación de este tipo de fenómenos incrementa el valor del seguimiento anual de la riqueza de especies de aves, haciendo posible ampliar su objetivo original –el inventario de especies del Parque Natural– hacia la exploración de los procesos ecológicos que subyacen los cambios interanuales de la distribución regional de las especies.



La diversidad de hábitats del Parque Natural Hoces del Río Riaza contribuye a su riqueza avifaunística a través de una dinámica de intercambio de especies entre hábitats según condiciones meteorológicas.

## **CAPÍTULO 4. ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES. CAMBIOS ESTACIONALES E INTERANUALES**

### **4. 1. Introducción y objetivos**

Las aves constituyen un grupo taxonómico ampliamente utilizado como organismo modelo en numerosos campos de investigación, tales como la selección y preferencias de hábitat, los cambios estacionales en la composición de las comunidades, la ecología y evolución del fenómeno migratorio, las tendencias demográficas a largo plazo y su relación con el cambio climático, el seguimiento de la salud de los ecosistemas, etc. (véase, p. ej., Newton 1998, 2008; Wiens 1989). Esta utilidad tiene que ver, desde luego, con el amplio conocimiento del grupo como resultado de la facilidad de observación y la extensa aportación de datos por ornitólogos aficionados, pero también con algunos rasgos biológicos más sobresalientes, como su actividad permanente (son endotermos), su amplia distribución en todo tipo de hábitats, su capacidad de desplazamiento y su destacada participación en los fenómenos de migración. En este capítulo se abordan tres objetivos que se basan de una u otra manera en alguno de los rasgos citados más arriba.

En primer lugar, se analizan las respuestas de las comunidades de aves del PNHR a la fisionomía y diversidad de la vegetación. Las aves constituyen un grupo de organismos con una distribución marcadamente tridimensional, tanto por sus preferencias de nidificación, con una amplia distribución altitudinal (desde el suelo hasta el extremo de las copas en el arbolado alto), como por la utilización de recursos de todo tipo a lo largo de un espectro de altitudes igualmente amplio. Además, las aves responden también a la heterogeneidad horizontal del hábitat, por lo que su diversidad y riqueza aumenta paralelamente a la diversidad de hábitats. Esta es la razón por la que estos vertebrados muestran una estrecha relación con la complejidad estructural y florística de la vegetación, demostrada en múltiples ocasiones desde que fuera formulada por MacArthur y MacArthur (1961) hace más de 50 años. El PNHR muestra una marcada variación horizontal y vertical del hábitat, desde medios abiertos de escaso desarrollo pero con marcado contraste en su composición y estructura (páramos vs cultivos), a bosques mediterráneos “bajos” y abiertos (sabinares, encinares y quejigares), y galerías riparias con elevada diversidad de especies leñosas que configuran bosques altos que alcanzan 16-18 m en las parcelas más desarrolladas. Cabe esperar, por tanto, unas respuestas muy destacadas de las aves a la composición y estructura de la vegetación en el PNHR.

El segundo objetivo consiste en el análisis de los cambios comunitarios asociados a la llegada del invierno. El PNHR tiene una ubicación continental y una elevada altitud (toda su superficie se sitúa por encima de los 1200 m), características que le confieren una marcada estacionalidad climática, con primaveras frescas e inviernos que pueden llegar a ser muy duros en años fríos (temperaturas medias próximas a los 0° C durante gran parte del invierno, elevada innovación, etc.; Font 1983). Por ello, y dada la condición migradora de muchas especies de aves, cabe esperar diferencias de gran envergadura en la estructura de las comunidades de aves de las dos estaciones estudiadas (primavera e invierno).

Por último, ya que se dispone de dos años de estudio, parece obligado explorar la constancia interanual de las comunidades de aves en las dos estaciones estudiadas (nidificación e invernada). Como suma de las poblaciones que las componen, las comunidades son susceptibles de experimentar cambios más o menos marcados entre años en función de la demografía de sus poblaciones de partida. Por un lado, así como muchas especies son elementos constantes de las comunidades, aquellas representadas por poblaciones raras pueden faltar o formar parte de las mismas según los años, afectando con ello a los valores de la riqueza. Por otro, los recursos disponibles pueden experimentar fluctuaciones de magnitud variable entre años, afectando en este caso al tamaño de las poblaciones. Por tanto, el conocimiento fiable de la estructura de una comunidad, y de sus problemas de conservación, requiere el estudio de series anuales razonablemente largas que permitan detectar los márgenes de variación en el tamaño de las poblaciones implicadas, así como la identificación de aquellas que por su pequeño tamaño constituyen elementos inestables de la comunidad. Se da la circunstancia de que en la corta serie disponible (dos años) hubo un marcado contraste entre los dos inviernos estudiados, por lo que cabe esperar cambios interanuales importantes al menos en esta estación.

## **4.2. Métodos**

### **4.2.1. Aves**

Aunque se registraron todos los contactos obtenidos en los 99 transectos realizados (ver Capítulo 2), se han excluido de los análisis las aves que por diferentes razones no se ajustan al protocolo de censo (y cuyo estudio no estaba por ello contemplado en el pliego de condiciones técnicas del trabajo); tal es el caso de especies con amplios dominios vitales (rupícolas o no, como las rapaces en general y el cuervo) y de nidificantes rupícolas contactados ocasionalmente en los censos (paloma bravía, paloma zurita, vencejo común, aviones y golondrinas, roqueros, grajilla, chova piquirroja, etc.). En resumen, las aves consideradas en los análisis incluyen a la generalidad de los paseriformes, más la perdiz, la paloma torcaz, la tórtola europea, el cuco, la abubilla y los pájaros carpinteros.

Para los análisis de la estructura de la comunidad se han considerado los siguientes parámetros comunitarios, calculados por comunidades (reproductora e invernante) y años de estudio para cada uno de los 99 transectos:

1) Riqueza de especies, obtenida a partir de los contactos registrados dentro de la banda de recuento.

2) Abundancia, obtenida a partir del sumatorio de las abundancias específicas; éstas se estimaron a partir de la relación entre los contactos totales y los obtenidos dentro de banda mediante el procedimiento descrito en el Apartado 5.2.

3) Diversidad, calculada mediante el índice de Shannon (Magurran 1988):

$$H = -\sum p_i \cdot \log_2(p_i)$$

donde  $p_i = n_i/N$  y  $N = \sum n_i$  (siendo  $n_i$  el número de individuos de la especie  $i$ ); se estimaron también los índices de Simpson y de Margalef, pero fueron descartados después de



comprobar en los análisis exploratorios su estrecha relación con el índice de Shannon, que se eligió por ser el referente habitual en los cálculos de diversidad ecológica (Magurran, 1988).

4) Estacionalidad, estimada para la riqueza de especies y la abundancia como la diferencia entre los valores de la comunidad reproductora y la comunidad invernante subsiguiente:

primavera 2008 – invierno 2008/09, y

primavera 2009 – invierno 2009/10.

Para la riqueza, la abundancia y la diversidad se obtuvieron además los valores medios de los dos años de estudio.

#### **4.2.2. Vegetación**

La estructura y composición de la vegetación se muestreó dentro de cada transecto de acuerdo con los protocolos expuestos en el Capítulo 2. Aquí basta con recordar que en la primavera de 2008 se registraron los valores de 35 variables (total de 495 muestras) que a efectos de seguimiento definen la situación de partida.

#### **4.2.3. Análisis estadísticos**

En cuanto a los análisis estadísticos, se exploró la normalidad de todas las variables (aves y vegetación) con el fin de proceder a las oportunas transformaciones antes de su uso en tests paramétricos. La mayoría de las variables se apartaron significativamente de la normalidad, por lo que fueron normalizadas (o aproximadas a la normalidad) mediante una transformación logarítmica (caso de la mayoría de los parámetros aviares comunitarios y de algunas variables de vegetación) o angular (caso de la práctica totalidad de las variables de cobertura de vegetación).

Se hicieron tres tipos de análisis. En primer lugar se hizo una comparación de los parámetros comunitarios entre hábitats, con el fin de explorar la respuesta de las comunidades de aves a las grandes formaciones vegetales del PNHR: medios abiertos contra medios forestales, incluyendo los cultivos, un medio con aporte de recursos humanos, entre los primeros, y una contrastada variación en el desarrollo vertical de la vegetación arbórea en los segundos (choperas frente al resto de las formaciones forestales). Dada su estrecha relación con la riqueza, la diversidad se excluyó de estos análisis (las correlaciones de Pearson fueron 0,98 para las dos comunidades nidificantes y 0,83 y 0,93 para las invernantes;  $P < 0,001$  en todos los casos). Los análisis se hicieron con tests de Kruskal-Wallis sobre las estimas no transformadas de las variables.

En segundo lugar, se realizó un análisis multivariante para calibrar el efecto de la estructura y la diversidad de la vegetación sobre las comunidades de aves. En este análisis se mezclaron los datos de los seis hábitats, de modo que el objetivo fue buscar respuestas de dichas comunidades a escala de todo el PNHR. Por lo tanto, así como el análisis anterior es un análisis a escala de hábitat, éste se puede calificar de análisis a escala de paisaje; en el primero los hábitats se utilizan como compartimentos estancos, mientras que en éste las variaciones del

hábitat se ordenan de acuerdo con gradientes de cambio de la vegetación. Siguiendo los procedimientos habituales, este análisis se realizó en dos pasos. En el primero se hizo un análisis de componentes principales (ACP) con el fin de ordenar y simplificar la información obtenida con las 35 variables de estructura y composición del hábitat. El ACP construye un número limitado de variables con sentido biológico a partir de la información aportada por la matriz de datos originales; dichas variables, denominadas componentes principales o factores, permiten proceder entonces, en un segundo paso, a la realización de análisis más sencillos y fáciles de interpretar de los efectos de la vegetación sobre las comunidades de aves (Statsoft, 2010). Para este informe, se utilizaron modelos generales lineales, un procedimiento que permite la estima de los efectos individuales de cada variable, así como de efectos interactivos (Statsoft, 2010). Se aplicaron modelos mixtos, ya que además de incluir como variables independientes los factores proporcionados por el ACP (variables continuas), se repitieron todos los análisis añadiendo el tipo de hábitat como variable categórica (6 valores código correspondientes a los 6 estratos de muestreo).

En tercer lugar, se aplicaron ANOVAs de medidas repetidas para analizar los cambios de la riqueza y la abundancia entre estaciones y años. Los cambios entre estaciones se compararon entre la primavera y el invierno subsiguiente, de modo que se analizaron para los pares primavera 2008 - invierno 2008/2009 y primavera 2009 - invierno 2009/2010.

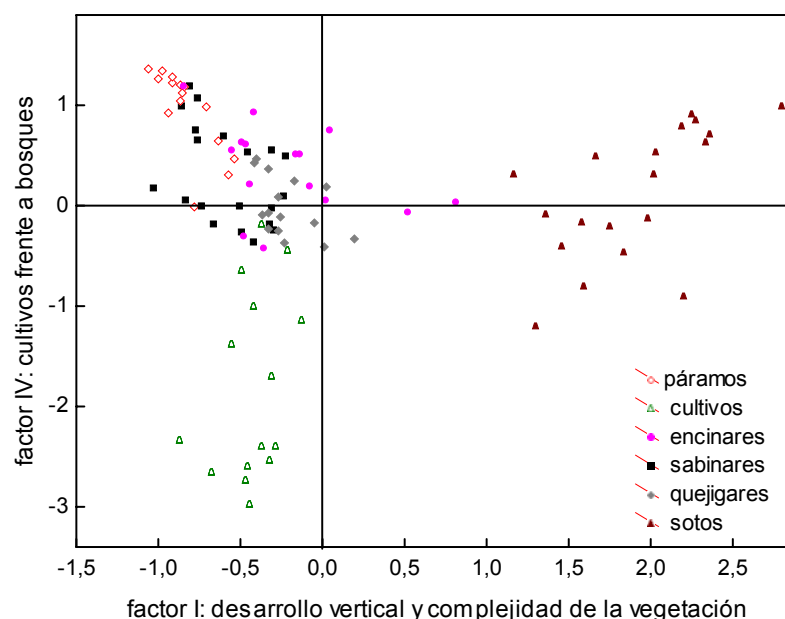
#### **4.2.4. Resultados del Análisis de Componentes Principales: Gradientes de vegetación**

Los resultados del ACP se exponen en la Tabla 4.1. Se eligieron 4 factores, con autovalores superiores a 3, que proporcionaron una interpretación plausible del paisaje vegetal del PNHR y que explicaron un 60% de la varianza contenida en la matriz original de datos. El factor 1 (24% de la varianza) define un gradiente de desarrollo vertical de la vegetación, enfrentando en extremos opuestos a los sectores forestales más complejos y desarrollados (bosques riparios) y los páramos (el medio más simple); se trata de un factor de complejidad paisajística habitual en todos los análisis que incluyen muestras con vegetación muy contrastada, y que suele absorber una parte muy importante de la varianza, como es el caso. El segundo factor (13% de la varianza) diferencia los bosques de sabina albar (*Juniperus thurifera*) como formación forestal con elevada diversidad de especies arbustivas y dominio del estrato forestal más bajo (2-4 metros). El tercer factor (10,2% de la varianza) se asocia a los cultivos, bien definidos por los factores de carga de mieses, lindes y caminos, y el cuarto (12,8% de la varianza) a los encinares como bosques bajos (2-6 metros) con elevada cobertura de un estrato arbustivo dominado por las cistáceas. Estos cuatro factores identifican y representan con claridad 5 de los 6 hábitats diferenciados a priori en el estudio como estratos de muestreo; el sexto, los bosques de quejigo, son un hábitat que, aunque bien definido por su fisionomía, tanto en primavera como en verano, es realmente un hábitat forestal mixto, ya que los quejigares del PNHR incluyen una importante participación de la sabina albar en la cobertura forestal. Esta situación se aprecia en la Figura 4.1, así como la mezcla de encinas y sabinas en un porcentaje no despreciable de las muestras (en el centro-

izquierda del plano factorial de la figura), y el gradiente de complejidad resultante del aclarado de muchos sabinares hasta convertirse en “páramos puros”.

**Tabla 4.1.** Resultados del análisis de componentes principales realizado con los datos de vegetación tomados en el PNHR. Se indican los factores de carga para cada variable y factor, y el autovalor y la varianza explicada por cada uno de los cuatro factores incluidos en los modelos generales lineales. En negrita se indican las variables con factores de carga  $\geq 0,7$  y en cursiva aquellas con valores situados entre 0,5 y 0,7 (estos valores definen el significado de los factores –ver texto).

<b>Variables</b>	<b>Factor 1</b>	<b>Factor 2</b>	<b>Factor 3</b>	<b>Factor 4</b>
cobertura de pasto	0,04	0,11	0,10	-0,15
cobertura de suelo	-0,38	0,56	0,18	-0,25
cobertura de lindes	0,00	-0,23	<b>-0,81</b>	-0,11
cobertura de caminos	-0,12	0,09	-0,69	0,04
cobertura de barbechos	-0,14	-0,16	-0,55	-0,15
cobertura de mieses	0,07	-0,42	<b>-0,77</b>	-0,12
cobertura de agua	<b>0,94</b>	-0,16	0,11	-0,11
cobertura de roca	-0,65	0,00	0,60	-0,01
cobertura de caméfitos	-0,68	-0,20	0,50	0,08
altura media caméfitos (cm)	-0,62	0,49	0,29	-0,07
cobertura de arbustos 0.5-1 m	0,10	0,05	0,08	0,65
cobertura de arbustos 1-2 m	0,24	0,06	-0,01	0,68
altura media arbustos (m)	0,23	0,39	0,06	0,16
cobertura de rosáceas	0,66	-0,13	-0,19	0,01
cobertura de cistáceas	-0,14	-0,03	0,12	0,79
cobertura de leguminosas	-0,14	0,51	0,16	-0,14
nº de especies de arbustos	0,40	<b>0,73</b>	0,21	0,13
cobertura de árboles (+ 2 m)	0,57	0,49	0,10	0,60
cobertura de sabina albar	-0,24	<b>0,73</b>	0,10	0,02
cobertura de encinas	-0,04	0,07	0,09	0,80
cobertura de quejigos	-0,09	0,49	-0,02	0,29
nº de especies de árboles	<b>0,70</b>	0,47	0,23	0,36
altura media árboles	<b>0,71</b>	0,36	0,07	0,38
cobertura de árboles 2-4 m	0,16	0,66	0,08	0,58
cobertura de árboles 4-6 m	0,54	0,40	0,07	0,60
cobertura de árboles 6-8 m	<b>0,88</b>	0,02	0,14	0,22
cobertura de árboles 8-10 m	<b>0,89</b>	-0,16	0,14	-0,07
cobertura de árboles + 10 m	<b>0,85</b>	-0,12	0,02	-0,07
nº edificios	0,06	-0,04	-0,14	-0,09
nº rastros de ovejas	-0,28	-0,11	0,04	-0,01
<b>Autovalor</b>	7,19	3,89	3,05	3,86
<b>Varianza</b> (% de varianza explicada)	24,0	13,0	10,2	12,8
<b>Varianza acumulada</b> (%)	24,0	37,0	47,2	60,0



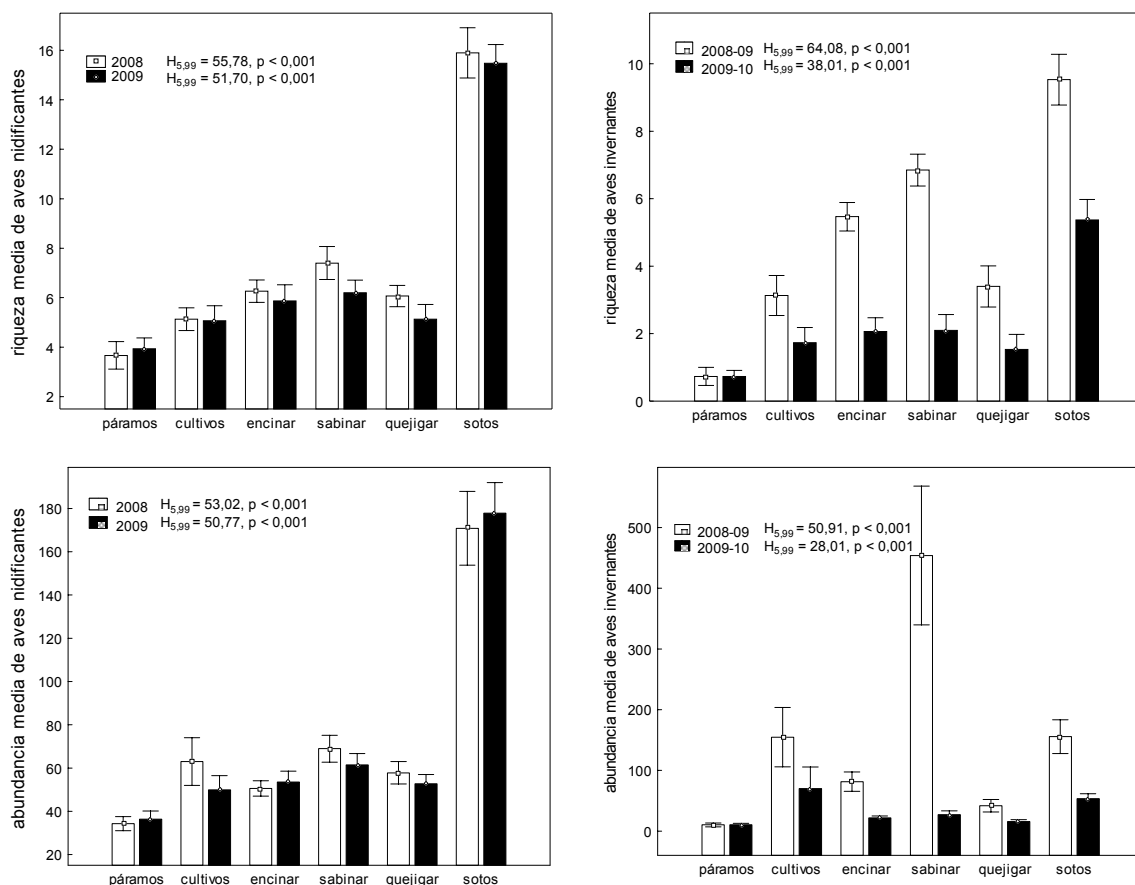
**Figura 4. 1.** Representación de los 99 transectos en el plano factorial definido por los factores 1 y 4.

### 4.3. Resultados y Discusión

#### 4.3.1. Estructura de las comunidades de aves a escala de hábitat

En la Figura 4.2 y el Apéndice 4.1 se exponen los valores de la riqueza y abundancia de aves, que, tal como se esperaba, mostraron diferencias altamente significativas entre hábitats en ambas estaciones, y también variaciones importantes entre los dos años de estudio. De su examen cabe destacar los siguientes hechos.

En primer lugar, tanto la riqueza como la abundancia primaverales aumentan significativamente al pasar de los medios abiertos a los medios forestales, alcanzando sus máximos valores en los sotos. Estos mantienen comunidades reproductoras dos veces más ricas y tres veces más densas que las asociadas a los sabinares, el medio que ocupa el segundo lugar. Dentro de los medios abiertos, los cultivos albergan comunidades claramente más diversas y densas que los páramos, que aparecen así como el hábitat más pobre en aves nidificantes (al margen de su relevancia como refugio de algunas aves con alto valor conservacionista; ver Capítulo 7). Este patrón se repite para la riqueza durante el invierno, estación en la que los sotos siguen albergando, a pesar de su carácter caducifolio, comunidades más diversas que los bosques mediterráneos perennifolios (encinares y sabinares); los cultivos adquieren todavía mayor importancia frente a los páramos, que mantienen comunidades de aves dramáticamente empobrecidas (menos de una especie por 2,5 ha). La abundancia invernal muestra en cambio, por comparación a la primavera, un patrón más equilibrado entre medios abiertos y forestales, si bien sometido a una marcada variación entre años (ver Apartado 4.3. 3).



**Figura 4.2.** Variación intra- e interanual de la riqueza y abundancia media de aves (media  $\pm$  error estándar) según estaciones (primavera e invierno) y hábitats (ordenados según un gradiente aproximado de estructura de la vegetación, desde los más simples a los más complejos). Todas las comparaciones intra-anales presentan diferencias muy significativas entre los seis hábitats analizados (H: estadístico de Kruskal-Wallis).

#### 4.3.2. Estructura de las comunidades de aves en el gradiente paisajístico del PNHR

Se efectuaron modelos generales lineales para la riqueza, la diversidad y la abundancia, si bien dada la redundancia de la riqueza y la diversidad, para este parámetro nos hemos limitado a exponer los resultados obtenidos para la media de los dos años de estudio. En los comentarios que siguen, se discuten los resultados de las dos familias de modelos generales lineales exploradas. En primer lugar se comentan los resultados más destacables de la aplicación del primer tipo de análisis, limitado a los cuatro factores del ACP como variables independientes, para pasar a continuación a comentar los resultados de la segunda familia de modelos, en cuyos análisis se añadieron los seis tipos de hábitat como variable categórica. Los efectos se señalan con su signo en la Tabla 4.2, que también incluye la varianza explicada por cada uno de los modelos (en el Apéndice 4.2 se exponen con cierto detalle los resultados de los modelos obtenidos).

El rasgo más destacable de los modelos que solo incluyeron los factores del ACP, es la importancia de la diversidad y desarrollo vertical de la vegetación forestal (factor 1) como determinante principal de la riqueza, diversidad y densidad, tanto en época reproductora como

invernal; de hecho, este factor entró como la variable con más peso en todos los modelos probados (Tabla 4.2). En primavera, tan solo la presencia de bosques con dominio de encinas (factor 4) contribuyó a potenciar el efecto positivo de la vegetación forestal sobre la riqueza, conformando modelos que explicaron en torno al 50 % de la varianza. Los modelos explicaron bastante menos varianza en invierno (entre un 22 % y un 46 %) e incluyeron efectos mucho más diversificados que contribuyeron en especial a incrementar la abundancia; así, los sectores dominados por los cultivos tuvieron un fuerte efecto positivo sobre la abundancia de aves durante los dos inviernos, mientras que los dominados por sabinares limitaron su influencia al primer invierno (Tabla 4.2).

La inclusión de la variable categórica tipo de hábitat (segunda familia de modelos) aumentó de forma drástica la capacidad predictiva de la mayoría de los modelos, hasta el punto de que todos los modelos primaverales y 5 de 7 invernales explicaron al menos el 60 % de la varianza; el incremento de varianza explicado llegó al 35 % en dos modelos invernales (Tabla 4.2). Un segundo resultado de esta inclusión, fue la identificación de un efecto negativo de los páramos y los cultivos, de carácter general (en primavera e invierno) en el caso de los primeros y limitado a la época primaveral para los segundos. Por su parte, los efectos del desarrollo y diversidad de la vegetación leñosa (factor 1) desaparecen como tales, para ser recogidos por el hábitat “sotos”, que entró con efectos positivos y significativos en 11 de 14 modelos. Por último, el extraordinario papel de los sabinares como potenciador de la riqueza y la abundancia invernales (ver Apartado 4.3.4) quedó recogido de nuevo en esta familia de modelos. Algunos modelos incluyeron efectos aparentemente contradictorios, como fue el caso, a título de ejemplo, del modelo predictivo de la abundancia primaveral en el segundo año de estudio; en este modelo, el factor 3 (sectores dominados por cultivos) entró con efectos positivos, mientras que como tipo de hábitat los cultivos ejercieron un efecto negativo (Tabla 4.2), contradicción explicable porque muchas riberas se cultivan, hasta el punto de que 9 de las 19 muestras de soto incluyeron mieses en grado variable (un 22,2 % como valor medio).

**Tabla 4. 2.** Efectos sobre la estructura de las comunidades aviarias de las variables incluidas en los modelos generales lineales. Arriba: factores del ACP (F1 a F4). Debajo: modelos mixtos que incluyen los factores del ACP más la variable categórica tipo de hábitat. Variables dependientes: Riq: riqueza de especies, Div: diversidad de Shannon, Ab: abundancia; 1: primer año de estudio, 2: segundo año de estudio, m: media de los dos años. Se indica el signo de los efectos y su magnitud: significativos ( $p \leq 0,05$ ) sin paréntesis y en negrita; marginalmente significativos ( $p < 0,1$  y  $> 0,05$ ) entre paréntesis. Para el factor 3 se ha cambiado el signo de los efectos, ya que las variables asociadas a los cultivos (mieses, lindes, etc. -ver Tabla 4. 1) se sitúan en el extremo negativo del factor. Variación de  $R^2$ : incremento de la varianza explicada al incluir la variable categórica tipo de hábitat.

	PRIMAVERA										INVIERNO										
	Riq 1	Riq 2	Riq m	Div m	Ab 1	Ab2	Ab m	Riq 1	Riq 2	Riq m	Div m	Ab 1	Ab2	Ab m	Riq 1	Riq 2	Riq m	Div m	Ab 1	Ab2	Ab m
<b>F1. Desarrollo</b>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>F2. Sabinares</b>								(+)		+		+							+		+
<b>F3. Cultivos</b>																			+	+	+
<b>F4. Encinares</b>	+		+	(+)	(+)		(+)	+		+	(+)						+				
<b>R<sup>2</sup></b>	44,5	50,7	56,6	56,7	46,5	57,1	56,7	42,0	28,6	46,2	35,7	28,4	21,9	24,7							

	PRIMAVERA										INVIERNO											
	Riq 1	Riq 2	Riq m	Div m	Ab 1	Ab2	Ab m	Riq 1	Riq 2	Riq m	Div m	Ab 1	Ab2	Ab m	Riq 1	Riq 2	Riq m	Div m	Ab 1	Ab2	Ab m	
<b>F1. Desarrollo</b>																						
<b>F2. Sabinares</b>								+							+				+		+	
<b>F3. Cultivos</b>						+	(+)															
<b>F4. Encinares</b>								(+)														
<b>Hábitat</b>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<b>páramos</b>	-	(-)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>cultivos</b>	-	(-)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>encinares</b>					(-)		(-)												(+)		(+)	
<b>sabinares</b>																			+		+	
<b>sotos</b>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	(+)	+	

Tabla 4.2 (cont.)

	PRIMAVERA						INVIERNO							
	Riq 1	Riq 2	Riq m	Div m	Ab 1	Ab2	Ab m	Riq 1	Riq 2	Riq m	Div m	Ab 1	Ab2	Ab m
<b>R<sup>2</sup></b>	63,0	64,1	73,2	71,3	64,3	69,1	71,6	66,3	38,4	68,5	63,4	65,0	26,6	59,8
<b>variación de R<sup>2</sup></b>	18,5	13,4	16,6	14,6	17,8	12	14,9	24,3	9,8	22,3	27,7	36,6	4,7	35,1



Los sotos están más diversificados estructuralmente, un rasgo que explica la notable diversidad de la comunidad de aves que los ocupa.



### 4.3.3. Cambios interanuales

Los cambios interanuales de la riqueza y densidad mostraron patrones radicalmente distintos en primavera y en invierno (Figura 4.2, Apéndice 4.1). Así, al margen de pequeños cambios, especialmente aparentes en el caso de los cultivos, cabe destacar la constancia interanual de las comunidades nidificantes (ANOVA de medidas repetidas:  $F_{1,93} = 1,579$ ,  $P = 0,212$  para la riqueza y  $F_{1,93} = 0,830$ ,  $P = 0,366$  para la densidad). Por tanto, y a la espera de que la continuación del estudio en años sucesivos ratifique este patrón, cabe resaltar la importancia interanual de los sotos como hábitat de nidificación para las comunidades de aves del PNHR.

En agudo contraste con el patrón anterior, tanto la riqueza como la densidad experimentaron cambios significativos entre los dos inviernos estudiados (ANOVA de medidas repetidas:  $F_{1,93} = 72,606$ ,  $P < 0,001$  para la primera y  $F_{1,93} = 67,423$ ,  $P < 0,001$  para la densidad); no obstante, los páramos, con valores muy próximos a cero para ambos parámetros, estuvieron aparentemente libres de cambios (Figura 4.2, Apéndice 4.1). Como puede verse en la Figura 4.2, riqueza y densidad fueron sistemáticamente mayores en el primer año de estudio (invierno 2008-09), si bien las diferencias fueron especialmente elevadas en los sabinares albares, que presentaron una riqueza tres veces mayor y una abundancia 17 veces superior que en el invierno siguiente. Por tanto, el valor del PNHR como área de invernada varía marcadamente entre años, destacando a este respecto los cultivos, sotos y sabinares, que pueden mantener densidades de aves situadas entre casi 200 (los dos primeros medios) y 450 aves/10 ha (los sabinares; Figura 4.2). Dado que diversos factores de naturaleza exógena (aflujo y movimiento de migrantes) y endógena (producción y disponibilidad de frutos, tiempo invernal) contribuyen a que la invernada sea un fenómeno altamente inestable y variable entre años, cabe esperar situaciones distintas a las encontradas en los dos años de estudio, por lo que parece aconsejable continuar el muestreo en sucesivos inviernos. Con todo, con los resultados obtenidos en estos dos años, puede asegurarse el escaso valor interanual de los páramos como hábitat de invernada y la relevancia del resto de los hábitats en determinados años, coincidiendo en buena medida con una elevada producción de frutos de sabina albar (ver Capítulo 6). La frecuencia de años con elevadas densidades de invernantes está por determinar, así como la influencia de factores alternativos o coadyuvantes a la disponibilidad de frutos.

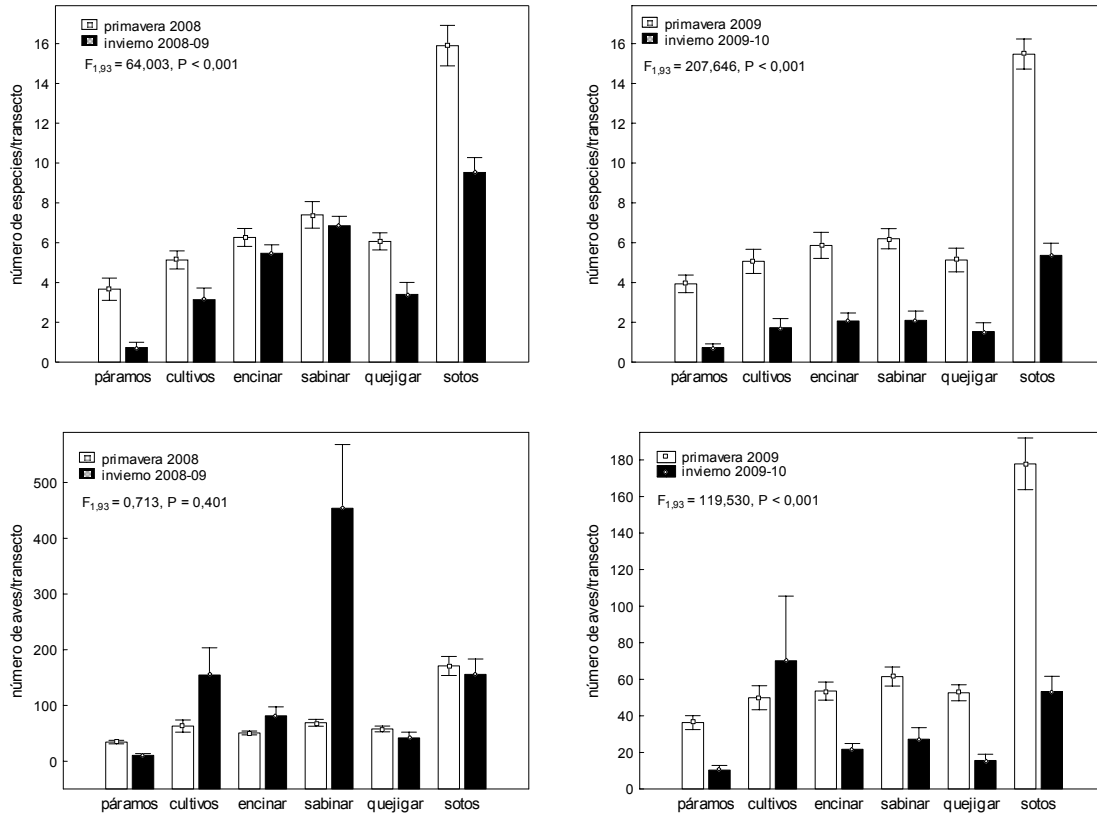
### 4.3.4. Cambios estacionales

Las comunidades de aves del PNHR muestran una marcada estacionalidad (diferencias de riqueza y abundancia entre la primavera y el invierno subsiguiente). Los patrones de estacionalidad se ilustran en primer lugar para el conjunto del área mediante ANOVAs de medidas repetidas y en segundo lugar mediante el análisis del índice de estacionalidad estimado. Los ANOVAs mostraron valores significativamente más altos de la riqueza primaveral en los dos años de estudio (Figura 4.3), aunque estas diferencias fueron más elevadas y afectaron sistemáticamente a todos los hábitats durante el segundo. Este patrón se repitió *grosso modo* para la abundancia en el segundo año de estudio, pero no durante el primero

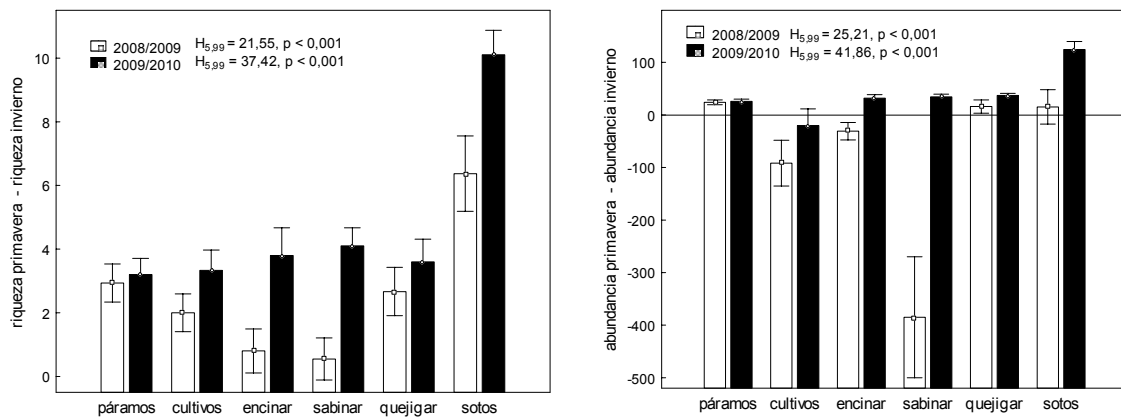
debido a una interacción muy significativa entre año y hábitat (ANOVA de medidas repetidas:  $F_{5,93} = 14,055$ ,  $P < 0,001$ ): cultivos, encinares y sabinars tuvieron densidades más altas en invierno y el resto de los hábitats en primavera (Figura 4.3)

El análisis del índice de estacionalidad reflejó notables diferencias entre hábitats y años (Figura 4.4). Si se considera que el segundo año de estudio (primavera 2009-invierno 2009/10) representa un año normal (con baja producción invernal de frutos, si bien la climatología fue especialmente adversa), puede verse que la estacionalidad sigue un patrón entre hábitats paralelo al mostrado por la riqueza y densidad (Figura 4.2): cuanto mayor es el valor de estos dos parámetros mayor es la diferencia entre los valores de primavera e invierno y, con la excepción de los cultivos, siempre favorable a la primavera (Figura 4.4). Por tanto, puede inferirse que, en años “normales”, las comunidades de aves del PNHR experimentan un empobrecimiento generalizado en especies e individuos con la llegada del invierno, y que dicho empobrecimiento es tanto mayor cuanto más ricas y densas son las comunidades nidificantes; así, los sotos perdieron en el año de referencia 10 especies y más de 100 individuos por transecto entre la primavera y el invierno (test de Wilcoxon para muestras apareadas:  $N = 19$ ,  $Z = 3,823$ ,  $P < 0,001$  para la riqueza y la densidad). Este patrón estacional se expone con detalle en las Figuras 4.5 y 4.6, donde se aprecia que en el segundo año de estudio todos los transectos tuvieron, con contadas excepciones, valores superiores de riqueza y densidad durante la época primaveral; de este patrón solo se apartaron los cultivos, que mantuvieron en invierno comunidades claramente más pobres que en primavera (pierden casi 4 especies por transecto; test de Wilcoxon:  $N = 15$ ,  $Z = 3,408$ ,  $P = 0,001$ ) pero bastante más densas (20 individuos más por transecto, aunque las diferencias no fueron significativas debido a la elevada varianza; test de Wilcoxon:  $N = 15$ ,  $Z = 0,738$ ,  $P = 0,5$ ).

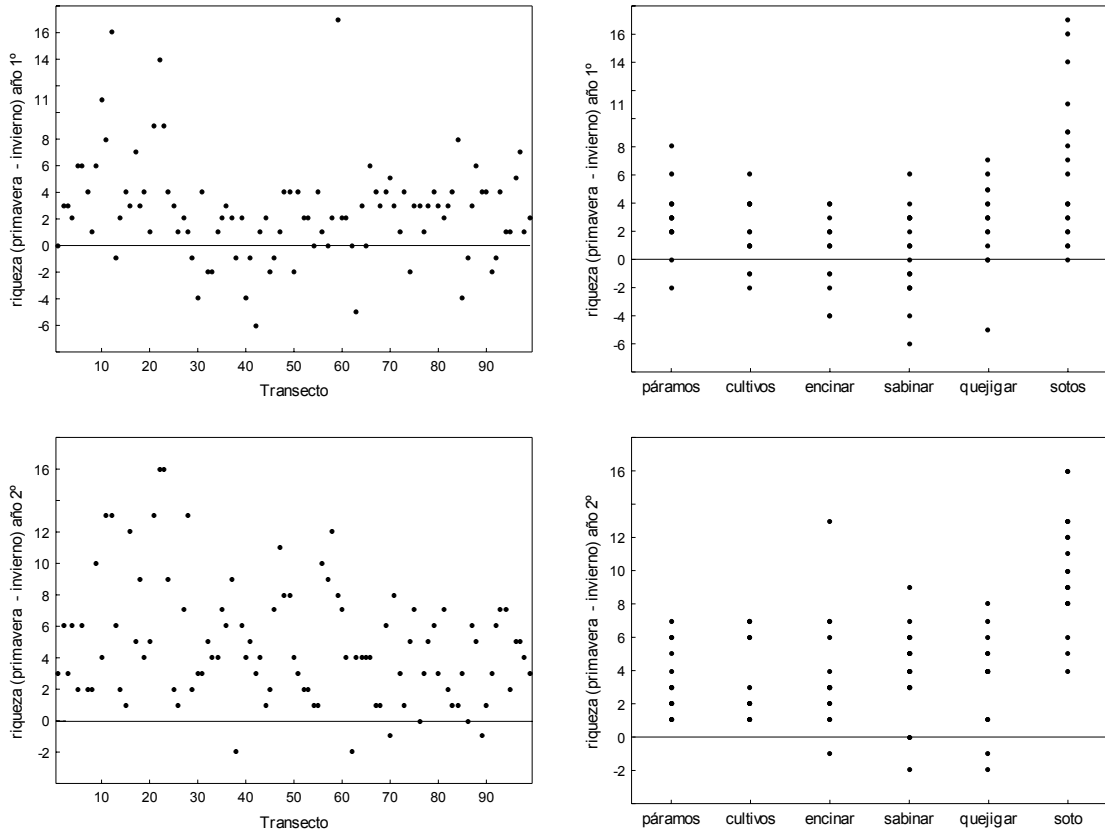
El patrón descrito contrasta con el encontrado en el primer año de estudio, en el que las elevadas densidades de aves invernantes produjeron dos diferencias importantes (Figura 4.4.). Por un lado, tuvo lugar, con la excepción de los páramos, una notable disminución de la estacionalidad de la riqueza. Por otro, en cultivos, encinares y sabinars tuvo lugar un cambio de tendencia junto con un destacado incremento de la estacionalidad de la densidad, que alcanzó en estos medios valores significativamente más elevados que en primavera (Figuras 4.5 y 4.6); el cambio más dramático se produjo en los sabinars, que mantuvieron cerca de 400 aves más por transecto que en primavera (test de Wilcoxon:  $N = 20$ ,  $Z = 3,285$ ,  $P = 0,001$ ;  $N = 15$ ,  $Z = 1,761$ ,  $P = 0,08$  para los cultivos, con diferencias menores y una elevada varianza).



**Figura 4.3.** Estacionalidad de la riqueza (número de especies/transecto) y abundancia de aves (número de aves/transecto) en los dos años de estudio. Se indica la media con su error estándar y el efecto del año (ANOVA de medidas repetidas).



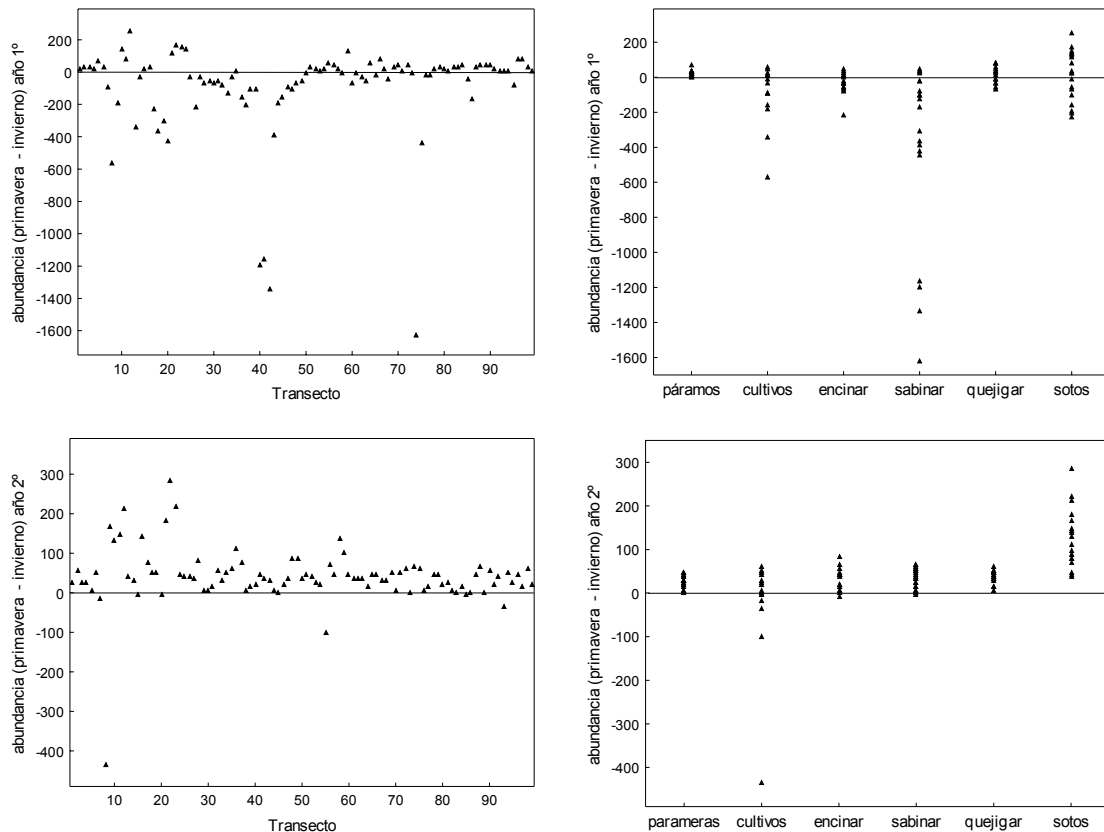
**Figura 4.4.** Variación entre hábitats del índice de estacionalidad de la riqueza y la abundancia de aves en los dos años de estudio. Todas las comparaciones intra-anales presentan diferencias muy significativas entre los seis hábitats analizados (H: estadístico de Kruskal-Wallis).



**Figura 4.5.** Variación del índice de estacionalidad de la riqueza de aves según transectos individuales (izquierda) y clasificados por tipo de hábitat (derecha). Año 1º: primavera 2008-invierno 2008/09; año 2º: primavera 2009-invierno 2009/10.



En primavera, la llegada de las aves migratorias produce un incremento de la riqueza de especies en el Parque Natural Hoces del Río Riaza (en la imagen una collalba gris, *Oenanthe oenanthe*)



**Figura 4.6.** Variación del índice de estacionalidad de la abundancia de aves según transectos individuales (izquierda) y clasificados por tipo de hábitat (derecha). Año 1º: primavera 2008-invierno 2008/09; año 2º: primavera 2009-invierno 2009/10.

#### 4.4. Conclusiones

1) Las comunidades de aves reproductoras del PNHR son tanto más ricas y densas cuanto más compleja y diversa es la vegetación, lo que hace de los sotos la comunidad de aves nidificantes más valiosa en términos cuantitativos, mientras que los páramos albergan la comunidad más pobre. Este patrón parece mostrar una alta estabilidad interanual.

2) La estructura de las comunidades invernantes está sometida a los efectos de un conjunto más diversificado de factores. Entre éstos, el desarrollo de la vegetación forestal mantiene un papel importante, que amortigua la pérdida generalizada de especies e individuos que se produce en invierno. Por otro lado, en esta estación los cultivos cobran una importancia especial, en particular por sus efectos positivos sobre la densidad ya que tienen la capacidad de albergar densidades de aves equivalentes a las de los medios forestales. Puesto que los cultivos representan un 30% de la superficie del PNHR, la importancia cuantitativa de este hábitat como cuartel de invernada es evidente. Por contra, los páramos, el segundo hábitat en extensión (22,5% de la superficie), constituyen un hábitat prácticamente vacío durante el invierno.

3) En contraste con la elevada constancia interanual de las comunidades reproductoras, en las comunidades invernantes la riqueza y la abundancia experimentan fuertes fluctuaciones entre años. En el segundo de los dos inviernos estudiados, todos los hábitats salvo los páramos sufrieron un acusado descenso en ambos parámetros (los quejigares fueron el hábitat forestal menos afectado). La causa más obvia y comprobada de este cambio fueron las diferencias entre los dos inviernos en la abundancia de frutos de sabina albar (ver Capítulo 6), si bien no puede descartarse un efecto negativo de las duras condiciones meteorológicas predominantes durante el segundo invierno. Dada la inestabilidad de las poblaciones invernantes, y la diversidad de factores que las determinan, la caracterización y comprensión adecuadas de las comunidades invernantes del PNHR requiere estudios a largo plazo.

4) De acuerdo con lo esperado por la ubicación geográfica y el clima del PNHR, sus comunidades de aves son altamente estacionales, mostrando variaciones muy significativas de la riqueza y la densidad de aves entre la primavera y el invierno, aunque cambiantes entre años. En los dos años de estudio las comunidades invernales mantuvieron menos especies que las reproductoras en todos los hábitats; sin embargo, el descenso fue mucho menos acusado en los cultivos y en los cuatro hábitats forestales durante el primer invierno. La abundancia mostró un patrón de cambio estacional similar al de la riqueza en el segundo año de estudio, pero contrario en el primero para los cultivos, los encinares y los sabinares, en los que sus densidades invernales aumentaron hasta más de un orden de magnitud con respecto a los valores primaverales. Por razones equivalentes a las expuestas en el párrafo anterior, el conocimiento pleno de los cambios estacionales requiere el estudio de series anuales lo bastante largas como para recoger la variación de los factores en juego.

## **CAPÍTULO 5. TAMAÑO DE LAS POBLACIONES DE AVES COMUNES EN EL PARQUE NATURAL DE LAS HOCES DEL RIAZA**

### **5.1. Introducción y objetivos**

El conocimiento de las poblaciones de aves existentes en una reserva es importante por dos razones. En primer lugar, porque la visión dada por el estudio de las densidades solo nos informa sobre la calidad de los hábitats para cada una de las especies, pero no de su contribución al mantenimiento del conjunto de su población, ya que esta viene condicionada por su superficie. Y, en segundo lugar, porque esta información nos permite identificar a las especies con poblaciones menores. En unos casos son aves de aparición ocasional, pero en otros representan especies amenazadas para las que la reserva puede tener un papel clave. La determinación del tamaño de población nos permite inferir el riesgo de desaparición ante eventos que alteren sus hábitats o por problemas de otro tipo relacionados con la reducción y fragmentación de sus efectivos. Por tales razones, en este apartado estudiamos el tamaño de las poblaciones de paseriformes y especies afines presentes en el PNHR.

Ha de comentarse previamente que los resultados aquí aportados son provisionales, ya que el estudio bianual objeto de este informe adolece todavía de falta de información sobre algunos aspectos clave. Como comentaremos en la discusión de los resultados, estas limitaciones tienen que ver con: a) el cálculo de la abundancia de las especies más escasas; b) los problemas presentados por algunas especies con distribución agregada (por ejemplo, por causa del gregarismo invernal) y su efecto sobre las predicciones (el aumento de la varianza asociado al contagio dispara la imprecisión de las estimas); y c) determinados problemas relacionados con la distribución fragmentada y reducida de las poblaciones de algunas especies. La alondra ricotí (*Chersophilus dupontii*) es un caso típico de este último problema. Los resultados también se ven afectados por las singularidades de los años estudiados. Por ejemplo, es llamativa la espectacular invernada de zorzales (*Turdus* sp.) asociada a la fructificación de la sabina albar (*Juniperus thurifera*) durante el invierno 2008-2009, algo que ocurre de forma irregular y con diferente intensidad según los años.

### **5.2. Métodos**

El cálculo de las poblaciones se ha realizado utilizando la información de la abundancia de aves aportada por los transectos (ver apéndices) para los seis estratos de muestreo considerados en este estudio (soto, cultivos, páramo, sabinar, encinar y quejigar). El diseño básico ha consistido en: a) calcular la densidad media (e intervalos de confianza al 95%) de cada especie en cada estrato (en número de aves/10 ha); b) multiplicar la densidad media de cada especie por la superficie de cada estrato con el objeto de calcular las poblaciones parciales (con sus intervalos); c) sumar las poblaciones medias de cada estrato (y sus máximos y mínimos) para calcular la población total y sus intervalos de confianza (número de aves) en el conjunto del Parque; y d) realizar estos cálculos para la primavera e invierno promediando los

valores anuales para obtener una visión sintética de lo contabilizado en los dos años del estudio.

Esta estructura lógica, ha implicado la realización de dos estudios complementarios:

#### **Cálculo de densidades:**

Las densidades de cada especie se han calculado teniendo en cuenta la siguiente expresión:

$$D = [N / (L \cdot 2 \cdot DEC)] \cdot 10^6 \quad [1]$$

donde D es la densidad en aves/10 ha, N es el número total de individuos detectados en la longitud del transecto (500 m) y DEC es la distancia eficaz de censo (en m). La distancia eficaz de censo (DEC; Thomas et al. 2002) ) se define mediante el algoritmo:

$$DEC = d/p(d) + t \quad [2]$$

donde d es la distancia umbral que define la banda de censo a ambos lados del transecto (25 m en nuestro estudio), p(d) el porcentaje de aves vistas dentro de la banda d con respecto al total de los observados y el término t depende de los parámetros matemáticos de la función que describe la pérdida de detectabilidad con la distancia. El valor de t propuesto por Carrascal *et al* (2008) sobre el estudio de las funciones de distribución de 223 especies de aves es:

$$t = 1/(06861-0,1202 \cdot [25/p(25)]^{0.567}) \quad [3]$$

En nuestro caso, el valor de p(d) se ha calculado a partir del total de observaciones realizadas para cada especie en los cuatro censos con el objeto de obtener estimas los más precisas posibles.

#### **Cálculo de coberturas:**

Las coberturas se han obtenido, inicialmente, de la ficha resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 que incluye al Parque Natural (ES4160104-HOCES DEL RÍO RIAZA). Esta información se ha contrastado con un muestreo adicional sobre el terreno y con apoyo del SIGPAC (<http://sigpac.mapa.es/fega/visor/>) para determinar la cobertura de soto, y discriminar mejor las diferencias entre páramo-sabinar, sabinar-encinar y encinar-quejigar. Esto ha resultado difícil en aquellos sectores donde se imbrica la vegetación de uno u otro estrato de muestreo. De acuerdo con tal información, y aceptando que el terreno formado por pueblos, pantanos, canteras, caminos, cantiles, etc. supone un 15% de la superficie del Parque), hemos cuantificado la cobertura de los diferentes hábitats de acuerdo con los valores expuestos en la Tabla 5.1.

Para el caso de un especie singular y amenazada, la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*), hemos delimitado la superficie de aquellos dos sectores donde hemos comprobado la existencia de individuos, pues la especie – a diferencia de otras aves típicas de las estepas-falta en la mayoría de los terrenos cubiertos por caméfitos del PNHR. Esto puede deberse a la



selección de enclaves muy particulares (p. ej., por la estructura de la vegetación, la falta de fragmentación, etc.) o a la insuficiencia de su población para colonizar todo el hábitat potencial. El primer sector se trata del páramo occidental ubicado a ambos lados de la carretera Montejo-Valdevacas (unas 70 ha como máximo entre La Pozana al Este y El Zarzal al Oeste); el segundo, oriental, se ubica en la Senda Larga, desde Los Cruzaderos hasta el extremo Este de los cantiles (unas 80 ha como máximo). De esta forma, el área útil disponible para la especie en cuestión sería de unas 150 ha, un 15% de la cubierta por el terreno caracterizado como estepario.

**Tabla 5.1.** Cálculo de la superficie cubierta por los hábitats estudiados en el Parque Natural de las Hoces del Riaza.

Hábitat	Superficie (ha)
Soto	77
Cultivos	1330
Páramos	988
Sabinar	984
Encinar	561
Quejigar	460

También hay que indicar que se han eliminado de estos cálculos las especies detectadas en paso durante la primavera (*Ficedula hypoleuca*, etc.) o las observaciones de especies excepcionales que, según los años, cuentan con una o dos parejas en el Parque (por ejemplo, *Lanius collurio*).

### 5.3. Resultados y discusión

#### 5.3.1. Tamaños de las poblaciones de aves

En la Figura 5.1 y en la Tabla 5.2 se puede ver la distribución de la suma del número de individuos de las diferentes especies de aves entre los seis hábitats considerados. En primer lugar, llama la atención el gran tamaño de la población total de aves durante el invierno en los cultivos y sabinares. Estos dos hábitats aumentan sus efectivos en invierno con respecto a la población reproductora, mientras que el resto de los medios tienden a reducirlos. Analizadas las especies protagonistas de estos cambios, pudiera concluirse que los cultivos se convierten en colectores invernales de algunas especies de aves granívoras muy abundantes (fringílidos y gorriones, Apéndice 5.2), y los sabinares de diferentes especies de aves frugívoras especializadas en el rastreo invernal de frutos (los zorzales, Apéndice 5.4).

Un segundo aspecto a destacar es la marcada variación interanual en los efectivos acantonados en los hábitats estudiados, ya que las poblaciones de todas las especies de aves sumaron más individuos en la primavera de 2008 y en el invierno 2008-2009 que en la primavera 2009 y el invierno de 2009-2010 (Tabla 5.2). Los patrones de cambio interanual

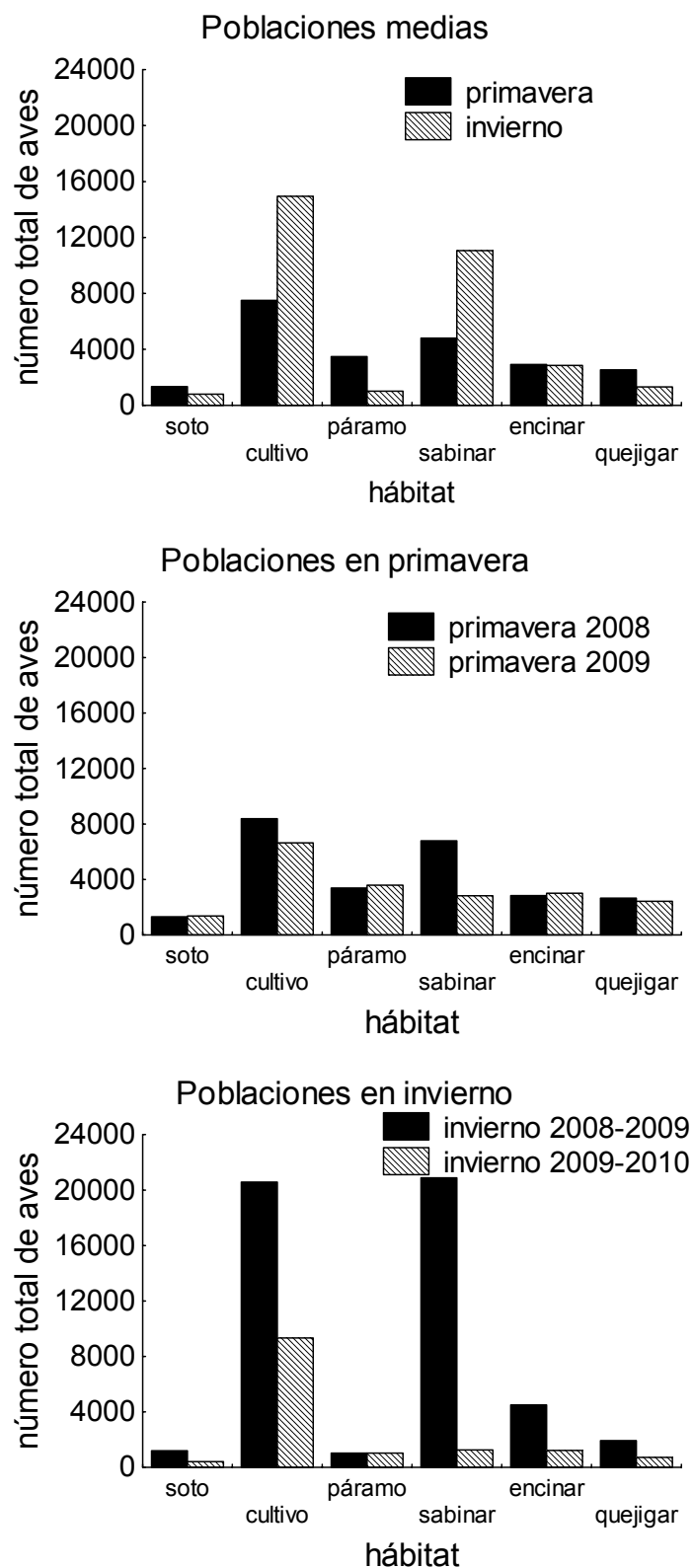
durante el invierno parecen deberse a dos efectos diferentes: los censos del invierno 2009-2010 fueron precedidos de dos olas de frío polar cuyo efecto más inmediato pudo ser la fuga de las aves granívoras explotadoras del suelo (entre ellas, muchos fringílicos y gorriones abundantes en los cultivos). El segundo efecto fue la escasez de frutos en las sabinas, que produjo la drástica reducción de zorzales invernantes en el área de estudio (ver el Capítulo 6 sobre rastreo espacial e interanual de los frutos).

**Tabla 5.2.** Distribución por hábitats, estaciones y años del número de passeriformes y especies afines presentes en el Parque Natural de las Hoces del Riaza.

	Primavera (media)	Invierno (media)	Primavera 2008	Primavera 2009	Invierno 2008-2009	Invierno 2009-2010
Soto	1343	805	1316	1369	1199	411
Cultivo	7510	14952	8382	6639	20579	9326
Páramo	3487	1020	3386	3587	1020	1021
Sabinar	4806	11067	6784	2828	20881	1252
Encinar	2921	2862	2837	3006	4505	1219
Quejigar	2540	1322	2658	2422	1926	719
<b>Total</b>	<b>22607</b>	<b>32028</b>	<b>25363</b>	<b>19852</b>	<b>50109</b>	<b>13948</b>



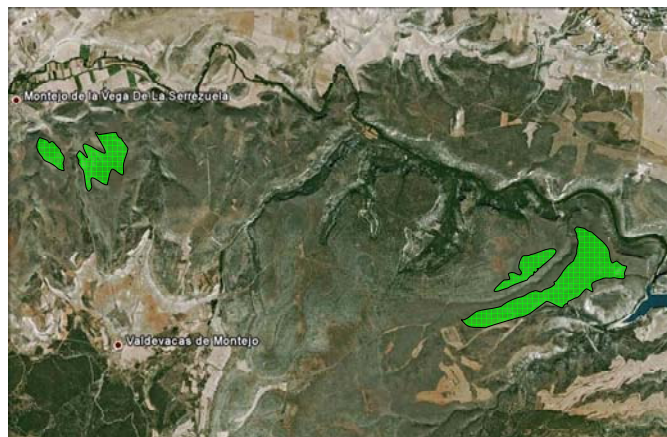
El bisbita campestre (*Anthus campestris*) cuenta en el Parque con dos centenares de individuos, según los cálculos de este informe.



**Figura 5.1.** Número total de aves por hábitat. Arriba: Comparación entre primavera e invierno de los valores medios de los dos años de estudio. Medio: Comparación interanual en primavera. Abajo: Comparación interanual en invierno.

### 5.3.2. Tamaño poblacional de las especies

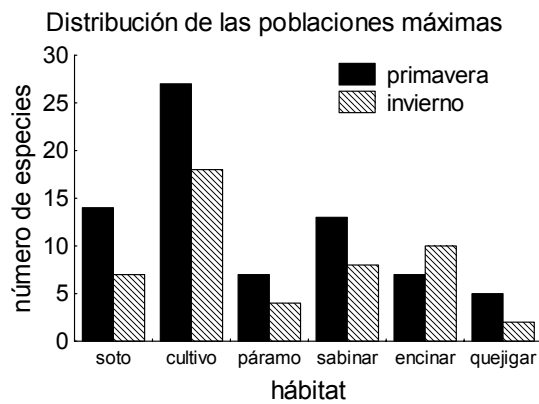
En los Apéndices 5.1 a 5.8 se da una información pormenorizada de las estimas poblacionales de las diferentes especies en el conjunto del PNHR y en los hábitats estudiados. En primavera, las especies de aves con poblaciones mayores son *Fringilla coelebs*, *Turdus merula*, *Carduelis cannabina*, *Galerida theklae* y *Alauda arvensis* (Tabla 5.3). Las especies raras son muchas y responden a diferentes modelos: las que encuentran aquí el límite de su área de distribución (es el caso de las especies de distribución norteña o montana, como *Anthus trivialis*, *Sylvia borin*, etc., o los ya aludidos alcaudones dorsirrojos); las que no parecen encontrar en el PNHR su óptimo ecológico pero no son raras a escala regional (*Coccothraustes coccothraustes*, *Dendrocopos major*, *Garrulus glandarius*, *Motacilla alba* o los mosquiteros) y las que, finalmente, se asocian a hábitats singulares o escasos en las mesetas ibéricas. Estas son, pensamos, las más importantes. Entre ellos destaca la pequeña población de carriceros (*Acrocephalus scirpaceus*) y las reducidas poblaciones de algunas aves de medios abiertos (como *Calandrella brachydactyla* y *Sylvia conspicillata*) y el caso particular de la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*). Ésta, a diferencia de otras esteparias, presenta una distribución restringida a dos sectores (Figura 5.2) sobre los se ha estimado una densidad media primaveral ( $\pm$  e.s.) de 1,48 ( $\pm$  0,56) aves/10 ha ( $n=20$ ). Extrapolado a las 150 ha del páramo ocupado, daría una población media de 22 aves, con un intervalo de confianza al 95% de 7-36 individuos.



**Figura 5.2.** Ubicación de los sectores donde se ha detectado la presencia de alondra ricotí (*Chersophilus duponti*).

Durante el invierno, la importancia numérica de las diferentes especies de aves oscila según el año considerado. Los fringílicos (*Fringilla coelebs*, *Carduelis cannabina* y *Carduelis carduelis*), gorriones (*Passer domesticus* y *Passer montanus*) y zorzales (*Turdus iliacus*, *Turdus philomelos* y *Turdus merula*) son, con oscilaciones según inviernos, las especies con mayores poblaciones de aves (Apéndice 5.8).

Finalmente, en los Apéndices 5.7 y 5.8 se expone la distribución de las poblaciones medias de cada especie por estación y hábitat. En la Figura 5.3 puede verse cuales son los hábitats que retienen las máximas poblaciones de las diferentes especies. Como puede apreciarse, e independientemente del interés de las aves implicadas (ver apartado 3.7 sobre caracterización conservacionista), los cultivos mantiene las mayores poblaciones de una mayoría de las especies del PNHR tanto en primavera como en invierno.



**Figura 5.3.** Distribución del número de especies que mantienen las máximas poblaciones en cada uno de los hábitats estudiados.

**Tabla 5.3.** Número medio de individuos de las especies de aves comunes en el Parque Natural de la Hoces del Riaza en primavera e invierno. Se dan los mínimos y máximos calculado para un intervalo de confianza del 95%.

Especie	Primavera			Invierno		
	media	mínimo	máximo	media	mínimo	máximo
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	12	0	38	0	0	0
<i>Aegithalos caudatus</i>	256	22	487	322	37	645
<i>Alauda arvensis</i>	1133	612	1650	121	0	308
<i>Alectoris rufa</i>	726	267	1097	559	0	1373
<i>Anthus pratensis</i>	0	0	0	6	0	18
<i>Anthus campestris</i>	236	54	381	0	0	0
<i>Anthus trivialis</i>	5	0	12	0	0	0
<i>Calandrella brachydactyla</i>	49	0	144	0	0	0
<i>Carduelis chloris</i>	157	14	306	321	69	664
<i>Carduelis cannabina</i>	1410	109	3080	1661	28	3886
<i>Carduelis carduelis</i>	828	35	1781	1211	1	2732
<i>Carduelis spinus</i>	0	0	0	23	0	72
<i>Certhia brachydactyla</i>	75	13	183	67	15	141
<i>Cettia cettia</i>	115	77	154	7	0	16
<i>Chersophilus duponti</i> (*)	106	15	198	0	0	0
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	1	0	3	124	1	300
<i>Columba palumbus</i>	449	29	1210	277	0	855
<i>Corvus corone</i>	84	5	179	101	0	244
<i>Coturnix coturnix</i>	56	0	130	3	0	11
<i>Cuculus canorus</i>	58	19	85	0	0	0
<i>Cyanopica cyana</i>	173	8	327	471	1	1338
<i>Dendrocopos major</i>	8	0	16	17	5	30
<i>Emberiza cia</i>	707	179	1052	715	23	1554
<i>Emberiza cirrus</i>	292	24	470	164	6	414
<i>Erithacus rubecula</i>	280	120	460	749	340	1194
<i>Fringilla coelebs</i>	2562	1220	3269	2771	97	7873
<i>Galerida cristata</i>	552	241	863	456	62	873
<i>Galerida theklae</i>	1135	526	1678	801	221	1500
<i>Garrulus glandarius</i>	5	0	15	19	0	50
<i>Hippolais polyglotta</i>	18	0	57	0	0	0
<i>Jynx torquilla</i>	14	0	45	0	0	0
<i>Lanius meridionalis</i>	8	0	21	4	0	11
<i>Lanius senador</i>	183	1	358	0	0	0
<i>Lullula arborea</i>	714	256	958	8	0	21
<i>Luscinia megarhynchos</i>	238	68	544	0	0	0
<i>Melanocorypha calandra</i>	134	8	264	27	0	85
<i>Miliaria calandra</i>	1008	594	1368	725	78	1379
<i>Monticola solitarius</i>	23	0	56	0	0	0
<i>Motacilla alba</i>	5	0	14	1	0	4

<i>Motacilla cinera</i>	52	0	82	8	0	17
<i>Motacilla flava</i>	324	0	923	0	0	0
<i>Oenanthe hispanica</i>	347	69	628	0	0	0
<i>Oenanthe oenanthe</i>	89	8	186	0	0	0
<i>Oriolus oriolus</i>	120	28	244	0	0	0
<i>Parus caeruleus</i>	244	44	457	363	86	668
<i>Parus cristatus</i>	42	0	110	120	12	255
<i>Parus major</i>	269	55	446	253	40	593
<i>Passer domesticus</i>	673	0	1551	1571	0	3878
<i>Passer montanus</i>	383	0	1090	1998	0	6283
<i>Petronia petronia</i>	486	27	887	427	0	1057
<i>Phoenichurus ochruros</i>	28	1	57	2	0	6
<i>Phylloscopus bonelli</i>	991	553	1292	0	0	0
<i>Phylloscopus collybita</i>	2	0	5	15	0	37
<i>Phylloscopus ibericus</i>	1	0	2	0	0	0
<i>Picus viridis</i>	21	1	57	17	0	46
<i>Prunella modularis</i>	0	0	0	5	0	14
<i>Regulus ignicapillus</i>	431	145	593	155	0	365
<i>Saxicola torquata</i>	131	0	296	0	0	0
<i>Serinus serinus</i>	1027	297	1497	31	0	74
<i>Streptopelia decaocto</i>	19	0	61	97	0	304
<i>Streptopelia turtur</i>	94	7	255	0	0	0
<i>Sturnus unicolor</i>	155	6	393	49	0	148
<i>Sylvia atricapilla</i>	246	143	416	0	0	0
<i>Sylvia borin</i>	4	0	10	0	0	0
<i>Sylvia cantillans</i>	471	95	802	0	0	0
<i>Sylvia conspicillata</i>	79	6	161	0	0	0
<i>Sylvia communis</i>	28	0	87	0	0	0
<i>Sylvia hortensis</i>	137	27	188	0	0	0
<i>Sylvia undata</i>	239	40	339	80	0	196
<i>Troglodytes troglodytes</i>	141	91	212	102	28	212
<i>Turdus iliacus</i>	0	0	0	6156	1107	12569
<i>Turdus merula</i>	1304	610	1690	1285	683	1934
<i>Turdus pilaris</i>	0	0	0	2266	0	5727
<i>Turdus philomelos</i>	14	5	27	4918	1261	8833
<i>Turdus viscivorus</i>	42	0	77	341	51	708
<i>Upupa epops</i>	33	3	63	0	0	0

(\*) 22(7-36)

#### 5. 4. Conclusiones

Los resultados aportados en este análisis permiten avanzar alguna información sobre el tamaño de las poblaciones de aves que crían o invernán en el PNHR. Puede decirse que el número medio total de paseriformes y especies afines del parque oscila entre los 20.000-

30.000 individuos, aunque esta estima ha de tomarse con cierta prevención dada la fuerte oscilación interanual de efectivos detectada en los dos años de estudio y las limitaciones metodológicas de nuestros censos. Con idéntica o mayor prevención deberían tratarse las estimas parciales para cada especie para el conjunto del PNHR o cada uno de los hábitats identificados. Esto no implica, obviamente, que los datos aportados no constituyan una base sobre la que realizar estimas más precisas. Y, de hecho, este estudio preliminar tiene como objetivo metodológico identificar las futuras líneas de acción para mejorar el control de los efectivos poblaciones de las especies protegidas por el Parque. En este sentido, es posible realizar tres tipos de recomendaciones:

En primer lugar, este estudio ha identificado la existencia de poblaciones reproductoras pequeñas y circunscritas a ciertos enclaves de algunas especies amenazadas o, por lo menos, escasas a nivel peninsular (*Chersophilus duponti* y otras especies de páramo). Es probable que el seguimiento de sus efectivos debiera ser objeto de estudios mucho más específicos dirigidos a realizar un conteo total de sus parejas reproductoras. En este sentido, su propia escasez facilita la identificación de sus parejas reproductoras mediante la cartografía de la ubicación de sus individuos en recuentos sucesivos. Idéntico procedimiento pudiera utilizarse para identificar y seguir los núcleos poblacionales más o menos incipientes de determinadas especies raras en el Parque pero de situación no preocupante a otras escalas.

En segundo lugar, es importante acumular más información con la que calcular la distancia eficaz de censo (DEC) de las especies del Parque. Esta es sensible al número de observaciones, que determina  $p$  (2) en las ecuaciones [1] y [2]. En las especies más abundantes y con mayor número de contactos este valor se estabiliza pronto, pero esto no ocurre en las especies más raras –y potencialmente más interesantes- donde es necesario seguir acumulando estas observaciones. Afortunadamente, esto es cuestión de tiempo y en pocos años se pueden obtener valores fiables con los que aplicar esta metodología correctamente.

Finalmente, está el más intratable tema de los altos valores de la varianza (y otros parámetros de la dispersión asociados, como la desviación y el error estándar) con los que se cuantifica la precisión de las estimas poblacionales. Recordemos que los intervalos de confianza se calculan sumando y restando a la población media el producto  $1,96 \cdot e.s.$  y que el error estándar se obtiene dividiendo la desviación estándar (que es la raíz cuadrada de la varianza) por la raíz cuadrada del tamaño de la muestra ( $n$ ). El error estándar es alto en las especies de distribución contagiosa por depender de ciertos enclaves donde concentran sus efectivos o por ser más gregarias, un rasgo que se dispara durante el invierno, cuando muchas de ellas abandonan el comportamiento territorial típico de la época de cría. Por ejemplo, la relación entre la varianza y la media suele utilizarse como un índice con el que cuantificar la agregación en la distribución de las especies (Apéndice 5.9): si la varianza es menor que la media, la distribución es uniforme; si son iguales hablaremos de una distribución al azar y si la varianza es mayor que la media nos encontraremos con una distribución tan contagiosa como grande sea el índice resultante. En nuestro caso, el índice de agregación medio fue de  $8.87 \pm$



1,23 para las 74 especies analizadas en primavera y de  $71,59 \pm 26,40$  para las 49 estudiadas en invierno (Apéndice 5.9). Esta circunstancia plantea ya las dificultades de los conteos de las diferentes especies y, en particular, los problemas de los censos invernales para obtener estimas precisas. Estos problemas pueden abordarse desde dos estrategias complementarias: a) una mejor estratificación de los muestreos para crear unidades de censo con distribuciones más uniformes de las especies y, por lo tanto, menores valores de la varianza; o b) un aumento del tamaño de la muestra (n) para disminuir el error estándar. La búsqueda de las alternativas más adecuadas implica, obviamente, la realización de estudios adicionales no contemplados en el presente informe.



Los sabinares, con su carga de frutos periódica, constituyen un hábitat estratégico para la conservación de las aves frugívoras migratorias, en especial las del Género *Turdus*, durante la invernada en la Península Ibérica. El Parque Natural Hoces del Río Riaza (en la foto) mantiene un extenso sabinar que, en los inviernos con cosecha, alberga muchos miles de estas aves migratorias.

## CAPÍTULO 6. VARIACIONES INTERANUALES EN LA PRODUCCIÓN DE FRUTOS

### 6.1. Introducción y objetivos

El PNHR cuenta con unas mil hectáreas de monte dominado por la sabina albar (*Juniperus thurifera*), una especie también extendida por los encinares y, en menor medida, por los quejigares. Junto con algunos pies aislados de *Juniperus oxycedrus*, *Juniperus communis* y *Rosa canina*, conforma la vegetación del parque con fructificación invernal. Este es un recurso ampliamente utilizado por muchos vertebrados, entre los que destacan las aves frugívoras. Se trata de un grupo de especies importante por su actividad como dispersantes de semillas en toda su área de distribución y a las que, por este importante papel en el funcionamiento y restauración de los ecosistemas, se empieza a dedicar una creciente atención en el campo de la conservación (Sekercioglu, 2006)

Durante el invierno, los páramos y las montañas ibéricas reciben la visita de grandes cantidades de zorzales y mirlos europeos (Gén. *Turdus*), consumados explotadores de los frutos de enebros y sabinas que modelan su distribución y densidades de acuerdo con la disponibilidad de este recurso (Santos 1982, Santos et al. 1983, Jordano 1993). Para estudiar este fenómeno y el papel desempeñado por el PNHR en la conservación de estas aves, se diseñó un estudio dirigido a conocer la distribución espacial e interanual de la abundancia de frutos de las sabinas y resto de las especies de arbustos fruticosos, así como el rastreo de los mismos por las poblaciones de aves migratorias durante los inviernos 2008-9 y 2009-2010.

### 6.2. Métodos

#### 6.2.1. Cuantificación de la abundancia de frutos

Durante los censos invernales de 2008-9 y 2009-10 se cuantificó, además de la abundancia de las aves de acuerdo con el protocolo ya descrito (Capítulo 2), la abundancia de arbustos con frutos en una banda de recuento de 10 m a ambos lados de la línea de progresión del observador (Tellería et al. 2005). En el caso de las sabinas se indicó, además, si presentaban una carga alta, baja o media de frutos según su densidad y número sobre cada árbol y si este índice correspondía a frutos verdes o maduros. Estudios complementarios realizados por los autores de este informe sobre la distribución de las aves consumidoras de los frutos de las sabinas demostraron que estas seleccionan los árboles con frutos maduros, por lo que creamos un índice de abundancia de frutos maduros de sabina por transecto mediante el algoritmo:

$$FM= A\cdot3+M\cdot2+B\cdot1$$

donde A, M y B son el número de sabinas con cargas altas, medias y bajas de frutos maduros respectivamente. Además, consideramos también la abundancia de sabinas con frutos (independientemente de que fueran maduros o verdes) y la abundancia total de arbustos con frutos (sabinas, enebros, rosas, etc.) como dos índices adicionales con los que evaluar la distribución espacial y temporal de este recurso en el Parque.

### 6.2.2. Estructura de la vegetación

Dado que los zorzales y mirlos son aves forestales, o por lo menos de ambientes cubiertos por vegetación forestal o arbustiva, también analizamos el efecto de la vegetación sobre su distribución. Para caracterizar la estructura de la vegetación utilizamos sus coberturas a diferentes alturas (ver Tabla 4.1) para generar un gradiente de complejidad fisonómica mediante un análisis de componentes principales. De esta forma, a partir de la ubicación de los transectos a lo largo de la primera componente (que define un aumento de la vegetación en altura), describimos un gradiente de cobertura vegetal potencialmente utilizable por estas especies durante el invierno (Tabla 6.1).

**Tabla 6.1.** Resultados del Análisis de Componentes Principales realizado con los valores de las coberturas de vegetación arbórea (componentes con autovalores superiores a 1).

	CP-1	CP-2
Cobertura de vegetación de 2-4 m	0,258	-0,909
Cobertura de vegetación de 4-6 m	0,698	-0,646
Cobertura de vegetación de 6-8 m	0,948	0,123
Cobertura de vegetación de 8-10 m	0,895	0,317
Cobertura de vegetación >10 m	0,657	0,433
Autovalor	2,690	1,548
Varianza explicada (%)	53,81	30,96

### 6.3.3. Análisis estadísticos

Utilizamos modelos lineales generalizados (StatSoft 2010) para estudiar la relación entre la abundancia de zorzales y los tres índices de abundancia de frutos controlando por el efecto de la estructura de la vegetación (“factor scores” de los transectos en PC-1), el hábitat y el año (como factor aleatorio).

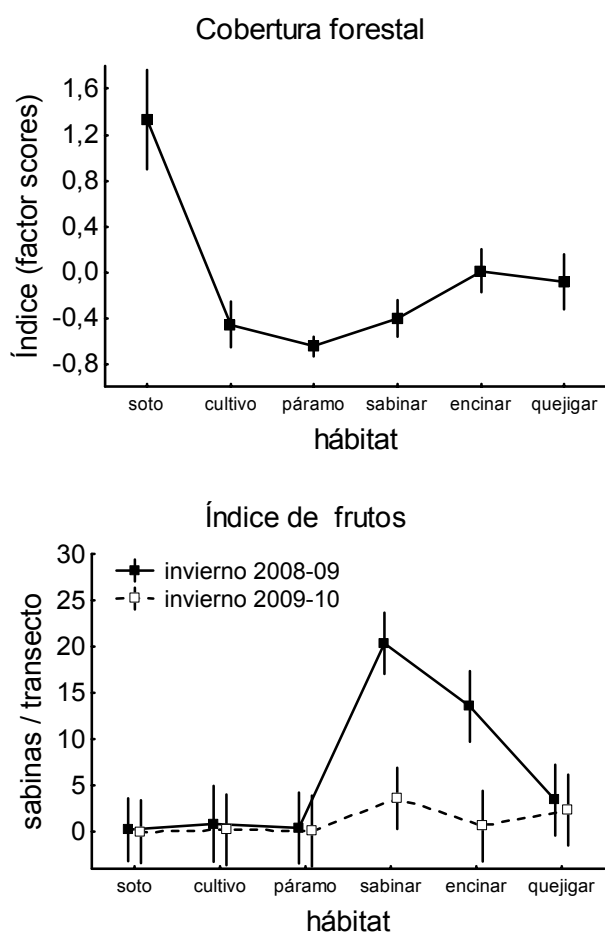
### 6.4. Resultados y discusión

En el gradiente definido por los factor-scores medios de la CP-1 destaca el soto como el medio con más desarrollo de la vegetación, seguido del encinar y del quejigar (Figura 6.1). Sin embargo, es el sabinar, seguido del encinar, el hábitat con una mayor disponibilidad de frutos maduros comestibles de sabina durante el invierno 2008-2009 (Figura 6.1).

En general, se observa una clara interacción entre el año y el hábitat en la abundancia de zorzales y mirlos invernales ya que, como se ha comentado arriba, el invierno 2008-2009 presentó una gran invernada de aves y ésta, lejos de ser uniforme, fue espectacularmente grande en los sabinares (Tabla 6.2). Por otro lado, fue la abundancia de frutos maduros de sabina la que mejor explicó este destacado aflujo de aves frugívoras invernales. La abundancia total de sabinas con frutos de cualquier tipo se asoció también con la abundancia de estas aves. Sin embargo, la mera presencia de arbustos con frutos (donde se incluyen los

enebros y sabinas de cualquier tipo y las rosas) no predicen en absoluto la distribución espacio-temporal de las aves frugívoras (Tabla 6.2), un efecto probablemente relacionado con la escasa atracción por las rosas del grueso de estos migrantes (ni el conjunto de los zorzales, ni ninguna de las especies de este grupo presentaron una asociación significativa con la abundancia de este recurso).

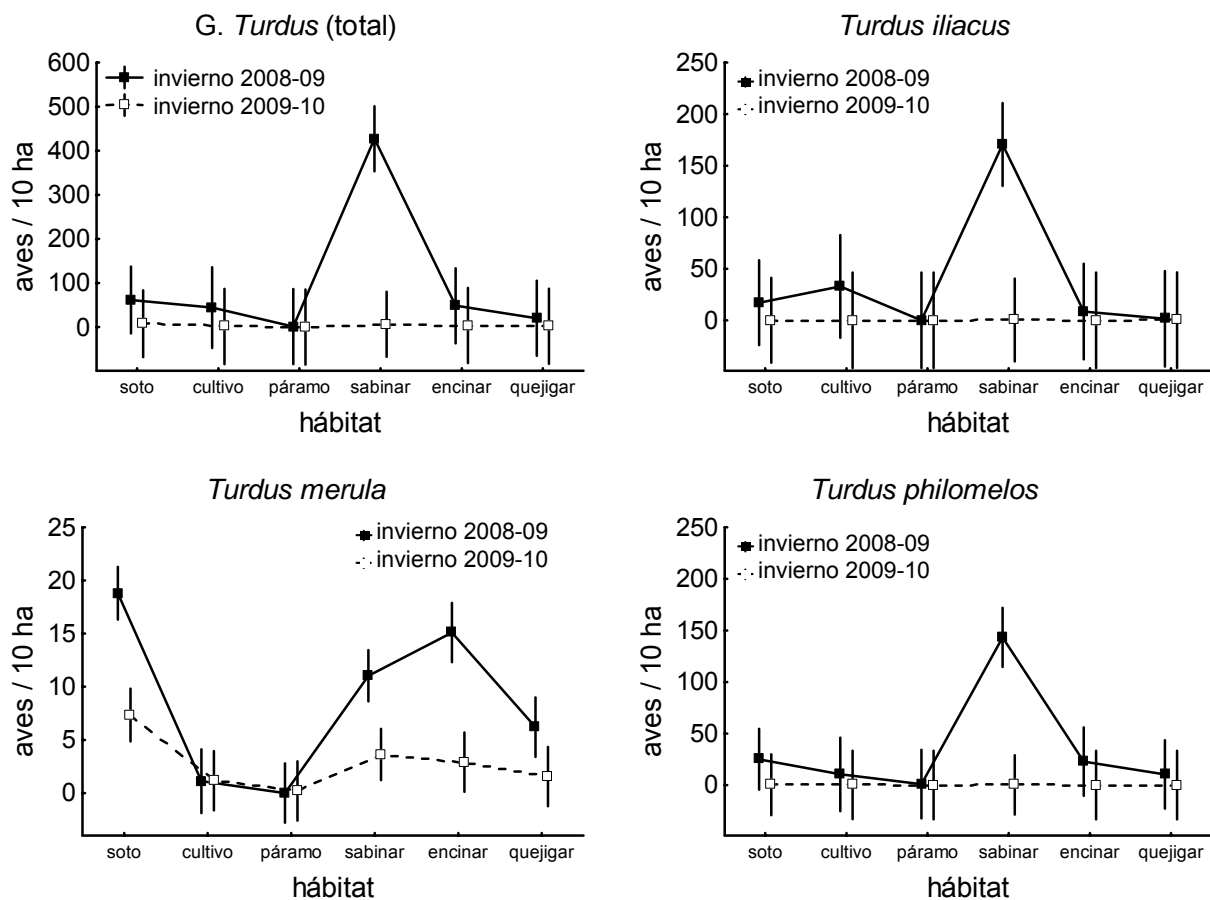
La abundancia de zorzales y mirlos se ajustó a la disponibilidad de comida, con máximos en el invierno 2008-2009 y una especial concentración de las especies más numerosas (*Turdus iliacus* y *Turdus philomelos* y el más escaso *Turdus pilaris*) en los sabinares (Figura 6.2 y Tabla 6.3). Llama la atención esta importancia de los sabinares que no solo parece deberse a la carga de comida, ya que los encinares, también ricos en este recurso, albergaron muchas menos aves. Solo el mirlo (*Turdus merula*), una especie mucho más escasa, pareció algo más sensible a la distribución de las coberturas de vegetación (Figura 6.2), aunque esta variable no se relacionó significativamente con su abundancia (Tabla 6.3).



**Figura 6. 1.** Arriba: Distribución entre hábitats de la cobertura forestal media (e intervalo de confianza al 95%) definida por la ubicación de cada transecto en la primera componente del ACP (cobertura forestal de 4 a 10 m; Tabla 6.1). Abajo: Distribución entre hábitats e inviernos de la abundancia media (e intervalo de confianza al 95%) de las sabinas con frutos maduros, caracterizadas según un índice ponderado de las cargas por árbol (ver Métodos).

**Tabla 6.2.** Resultados de los análisis de regresión lineal generalizada entre la abundancia de mirlos y zorzales (ver Figura 6.2) y los tres índices de la abundancia de frutos en los transectos. Se ha controlado el efecto de la estructura de la vegetación (PC-1 en la Tabla 6.1) sobre la distribución de las aves, así como los efectos del invierno (factor aleatorio) y el hábitat. Las interacciones significativas entre estos dos factores ilustran el desigual comportamiento de los hábitats según años, efecto de la acumulación de aves en los sabinares durante el primer invierno.

	F <sub>1-5, 182</sub>	P
<b>Abundancia de frutos maduros de sabina</b>	<b>19,79</b>	<b>0,000</b>
Cobertura forestal	0,07	0,789
Invierno (azar)	1,22	0,317
Hábitat	0,85	0,563
Interacción hábitat x invierno	<b>5,22</b>	<b>0,000</b>
Modelo (R <sup>2</sup> )	43 %	
<b>Abundancia de sabinas con frutos</b>	<b>11,69</b>	<b>0,000</b>
Cobertura forestal	0,06	0,805
Invierno (azar)	0,47	0,781
Hábitat	0,47	0,781
Interacción hábitat x invierno	<b>6,86</b>	<b>0,000</b>
Modelo (R <sup>2</sup> )	41 %	
<b>Abundancia de arbustos con frutos</b>	0,70	0,401
Cobertura	0,00	0,993
Hábitat	1,00	0,496
Invierno	1,77	0,239
Interacción hábitat x invierno	<b>8,30</b>	<b>0,000</b>
Modelo (R <sup>2</sup> )	37 %	



**Figura 6.2.** Abundancia media (e intervalo de confianza al 95%) entre hábitats e inviernos de la abundancia de zorzales y mirlos para el conjunto de estas especies (Gén. *Turdus*, arriba a la izquierda), el mirlo (*Turdus merula*) y los zorzales alirrojo (*Turdus iliacus*) común (*Turdus philomelos*) en el Parque Natural de las Hoces del Riaza.

### 6.5. Conclusiones

El Parque de las Hoces del Riaza es susceptible de albergar varios miles de zorzales y mirlos (ver Capítulo 5) en aquellos años en los que las sabinas fructifican de forma sincrónica. Se trata de una especie que no fructifica todos los años en estos ambientes duros y de malos suelos y que, además, necesita dos años para la maduración de los frutos (Ceballos y Ruiz de la Torre 1979). De esta forma, cuando las condiciones ambientales y el estado físico de los árboles coinciden para producir un gran evento de fructificación, se asiste a la producción de grandes cosechas de frutos maduros que pueden ir seguidas de uno o más años de producción escasa (Montesinos 2007). Este es un rasgo relativamente extendido en diferentes especies de plantas productoras de frutos a las que se han adaptado las especies de aves que las explotan desarrollando movimientos de rastreo de largo alcance (Levey y Stiles 1992). Por eso, los zorzales y mirlos invernantes explotadores de este recurso presentan un acentuado vagabundeo invernal que les lleva cada año hacia los sectores más ricos en este alimento

(Santos 1982, Jordano 1993). Los sabinares del Parque formarían parte de este circuito en el que participan los zorzales que se mueven a lo largo de los sabinares ibéricos y/o que los explotan en sus movimientos entre el mediterráneo más térmico (donde presentan grandes poblaciones invernantes) y sus áreas de cría en el centro y norte de Europa (Cramp 1988).

**Tabla 6.3.** Resultados de los análisis de regresión lineal generalizada entre la abundancia de las diferentes especies de mirlos y zorzales invernantes en el Parque Natural de las Hoces del Riaza y la abundancia de frutos maduros de sabina, la complejidad estructural de los transectos (cobertura forestal) y el año (factor aleatorio).

	F <sub>1,192</sub>	P
<b>Zorzal alirrojo <i>Turdus iliacus</i></b>		
Cobertura forestal	0,02	0,890
Índice de abundancia de frutos maduros	<b>21,30</b>	<b>0,000</b>
Invierno (azar)	2,96	0,087
Modelo (R <sup>2</sup> )	0,15	
<b>Mirlo <i>Turdus merula</i></b>		
Cobertura forestal	4,40	0,282
Índice de abundancia de frutos maduros	<b>64,42</b>	<b>0,000</b>
Invierno (azar)	<b>28,09</b>	<b>0,000</b>
Modelo (R <sup>2</sup> )	0,41	
<b>Zorzal real <i>Turdus pilaris</i></b>		
Cobertura forestal	0,01	0,909
Índice de abundancia de frutos maduros	<b>32,63</b>	<b>0,000</b>
Invierno (azar)	0,10	0,757
Modelo (R <sup>2</sup> )	0,16	
<b>Zorzal común <i>Turdus philomelos</i></b>		
Cobertura forestal	0,00	0,981
Índice de abundancia de frutos maduros	<b>22,33</b>	<b>0,000</b>
Invierno (azar)	<b>6,16</b>	<b>0,014</b>
Modelo (R <sup>2</sup> )	0,17	
<b>Zorzal charlo <i>Turdus viscivorus</i></b>		
Cobertura forestal	0,78	0,378
Índice de abundancia sabina	<b>6,58</b>	<b>0,011</b>
Invierno (azar)	1,90	0,170
Modelo (R <sup>2</sup> )	0,06	

Durante la realización de este estudio tuvimos la suerte de encontrarnos con un año de abundante producción de frutos maduros en el Parque, lo que produjo espectaculares

concentraciones de estas especies (Figura 6.2) que, sin embargo, desaparecieron durante el invierno siguiente. Esto nos permitió ilustrar este rasgo de la zona y el singular papel de los sabinares como garantes de la supervivencia de estas aves migratorias. Hay que destacar la presencia de todos los zorzales ibéricos, si excluimos el mirlo capiblanco (*Turdus torquatus*), otro especialista en la explotación de los frutos de sabinas y enebros, cuyos cuarteles de invernada se ubican en el Sistema Ibérico meridional y montañas del sur de España y Marruecos (Santos, 1983; Cramp, 1988).

Con tales antecedentes, parece razonable considerar que la capacidad del PNHR para recibir estas aves frugívoras invernantes es uno de sus rasgos distintivos. Y que, por lo tanto, es un buen escenario donde contribuir a la protección de estas especies y los servicios ambientales (dispersión de semillas) que brindan a escala de toda Europa (Tellería *et al.*, 2005). Su carácter de área protegida garantiza la posibilidad de que cumpla las ya antiguas obligaciones internacionales en esta materia recogidas en la legislación (Convenios de Bonn, Berna, etc.) en la medida de sus posibilidades. Y que esa contribución tenga lugar en una parte sensible de su circuito migratorio, cuando la escasez de recursos alimentarios puede tener unas consecuencias nefastas sobre las poblaciones de aves implicadas (Newton, 2004; Sherry *et al.*, 2005). Siguiendo la directiva 92/43/CEE (art. 6; Comisión Europea 2000), la pertenencia del Parque a la Red Natura 2000 parece aconsejar el desarrollo de medidas de conservación donde se integren en un contexto más amplio los valores naturales de cada área protegida. El PNHR, junto con otra serie de espacios protegidos de Castilla y León (por ejemplo, los Sabinares del Arlanza, nº ES 4120091, los Sabinares Sierra de Cabrejas, nº ES 4170029, etc.) con abundante cobertura de sabina albar pueden desempeñar un papel relevante en la conservación de estas aves y su papel ecológico a escala Europea.



## CAPÍTULO 7. INTERÉS CONSERVACIONISTA DE LOS DIFERENTES HÁBITATS DEL PARQUE NATURAL DE LAS HOCES DEL RÍO RIAZA

### 7.1. Introducción

Siendo la zona de estudio un espacio natural protegido, parece conveniente interrogarse acerca del posible valor diferencial de los hábitats que alberga desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad. La literatura científica dedicada a la biología de conservación recoge numerosos ejemplos de este tipo de ejercicios (por ejemplo, Fuller y Langslow, 1986; Smith y Theberge, 1986; Fornasiari *et al.*, 1997; Valverde *et al.*, 2001), empleados entre otras cosas para priorizar las tareas de gestión. Los tipos de criterios que se utilizan varían mucho, pero entre ellos suelen predominar los destinados a evaluar: a) la riqueza; b) la originalidad, y c) el grado de amenaza de las comunidades propias de cada tipo de hábitat.

### 7.2. Métodos

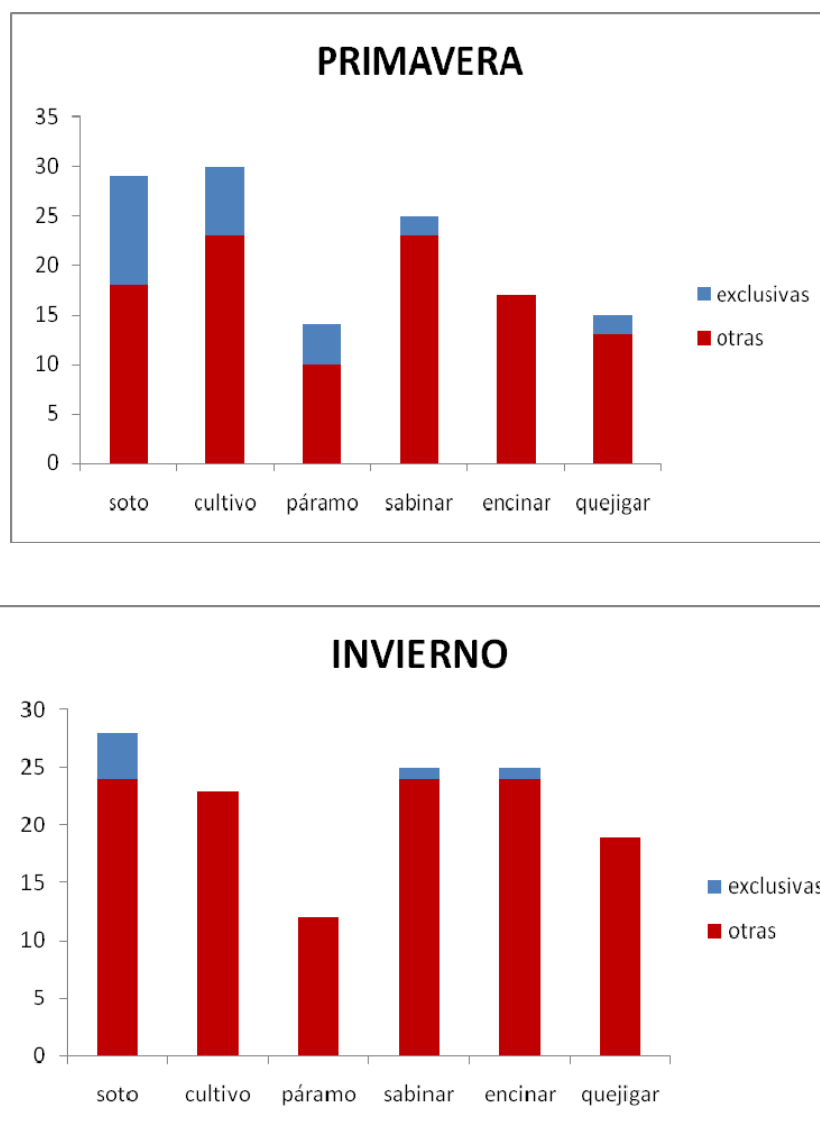
A la hora de definir la entidad de las comunidades propias de cada hábitat del PNHR se tropieza con el problema de la “contaminación” entre unas y otras, que se detalla en el Capítulo 3, y que deriva, por una parte, de utilizar los contactos obtenidos fuera de banda, y por otra, del hecho de que en el PNHR los distintos tipos de hábitat (soto, cultivos, páramo, sabinar, encinar y quejigar) aparezcan con frecuencia muy entremezclados y con zonas de transición de unos a otros. La mezcla de especies resultante dificulta hasta cierto punto valorar el papel de los distintos tipos de hábitat en el mantenimiento de cada especie. Por ello, con el propósito de simplificar el análisis y ganar rigor, hemos suprimido de las listas de especies detectadas en cada hábitat y estación (Apéndices 7.1 y 7.2) aquéllas que estando presentes en al menos la mitad de los hábitats del PNHR no aportan en el hábitat en cuestión al menos el 0,5 % del total de aves (individuos) que acumula. Además, en el caso de las comunidades primaverales, hemos retirado las especies presentes en muy bajo número y que, por lo que se conoce acerca de sus preferencias de hábitat en la región, no parece probable que lleguen a reproducirse en el tipo de medio que se considera. En este caso se encuentran *Jynx torquilla* (en los cultivos), *Motacilla cinerea* (en los sabinares), *Ficedula hypoleuca* (en los sotos) y *Coccothraustes coccothraustes* (en los sotos).

En la valoración conservacionista de las comunidades del PNHR hemos empleado los siguientes parámetros:

- a) La riqueza total de especies (una vez descontadas las que se citan arriba).
- b) El número de especies exclusivas de cada tipo de hábitat, como indicador de su mayor o menor originalidad relativa.
- c) El número de especies recogidas en el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al.*, 2004) para las categorías En Peligro (EN) y Vulnerable (VU), y el número de las que BirdLife International (2004) considera de especial preocupación conservacionista en Europa (SPEC).

### 7.3. Resultados y discusión

Los Apéndices 7.1 y 7.2 detallan las comunidades de aves, en época reproductora e invernal respectivamente, que podemos considerar como típicas de cada uno de los hábitats (véase el Apartado 3.3.2). La Figura 7.1 muestra cómo se distribuyen por medios y épocas del año las correspondientes cifras de especies.



**Figura 7.1.** Cifras de especies en las comunidades típicas de los distintos hábitats del PNHR durante la primavera y el invierno, indicando las que se consideran exclusivas de cada uno.

Pese a que el número total de especies es bastante mayor en primavera (72 especies) que en invierno (49), el número medio de especies características de cada hábitat resulta similar en ambas estaciones (21,8 frente a 22,2). En primavera destacan por su riqueza los cultivos y los sotos, siendo estos últimos los que albergan un mayor porcentaje de especies exclusivas (37,9 %), seguidos por páramos (28,6 %) y cultivos (23,3 %). Dentro de los bosques

mediterráneos, los sabinares son los que poseen más especies. Las comunidades tienden a parecerse más entre sí durante el invierno, cuando las de los sotos son las que presentan más especies exclusivas (el 14,3 %) y también las más ricas. En esta época los sabinares y encinares aumentan notablemente en riqueza por comparación a la primavera, sobrepasando incluso a los cultivos. Los páramos destacan en ambas épocas por su baja riqueza (14 especies en primavera y 13 en invierno).

Es relativamente alta la proporción de especies exclusivas de un solo tipo de hábitat: 15 en primavera (20,8 %) y 6 en invierno (12,2 %). Desde el punto de vista de la conservación interesa entonces subrayar la complementariedad de los distintos tipos de hábitat: mantener una elevada riqueza de especies de paseriformes y afines en el conjunto del PNHR exige salvaguardar la actual diversidad de hábitats.

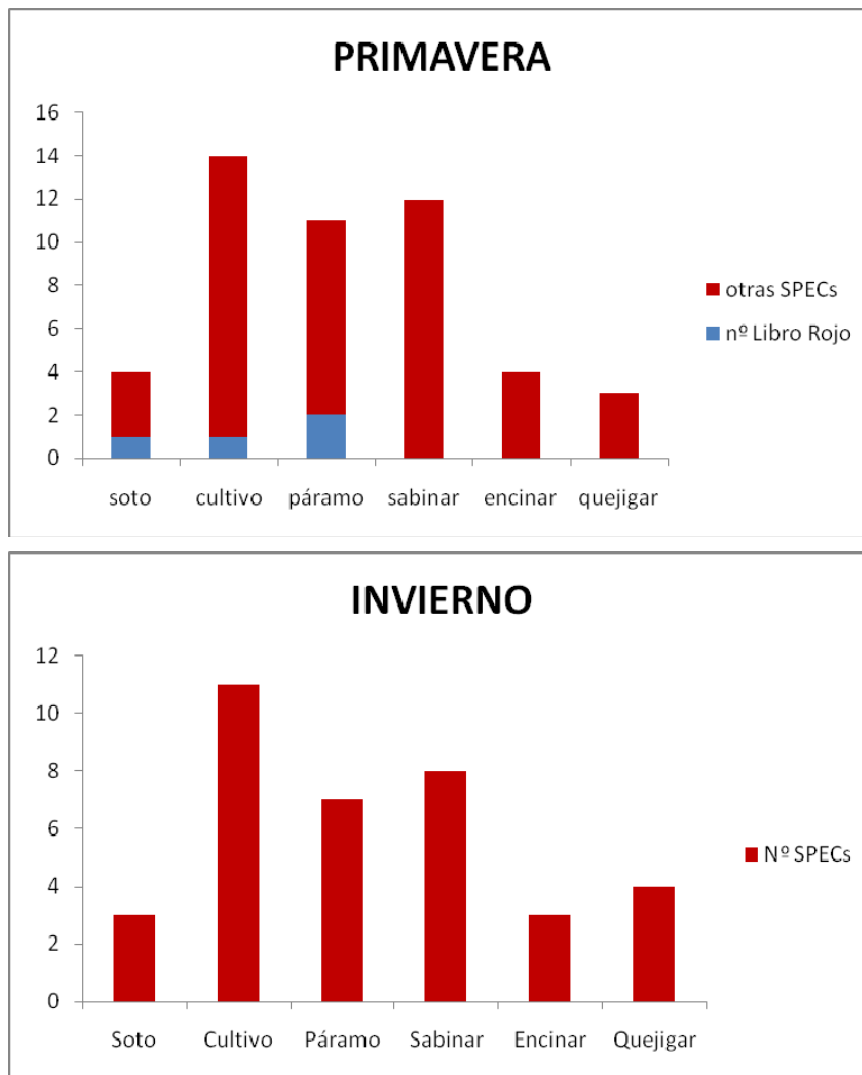
En cuanto a la valoración de las comunidades de acuerdo con el mayor o menor grado de amenaza de sus componentes, la Tabla 7.1 recoge las especies que aparecen en los censos y figuran como amenazadas en el Libro Rojo, o bien se consideran de especial preocupación conservacionista a escala europea (categorías SPEC). De éstas, hay cuatro (*Jynx torquilla*, *Oenanthe oenanthe*, *Sylvia hortensis* y *Upupa epops*) que de acuerdo con los criterios metodológicos seguidos no sirven para tipificar a ninguna comunidad en concreto. Las 25 especies restantes se distribuyen por medios y épocas tal como recoge la Figura 7.2.



Los páramos del Parque Natural de las Hoces del Riaza albergan especies de aves interesantes desde una perspectiva conservacionista.

**Tabla 7.1.** Especies que figuran en el Libro Rojo de las Aves de España (EN: En Peligro; VU: Vulnerable; NT: Casi Amenazada) o reciben alguna de las categorías SPEC (SPEC 2: estatus desfavorable y población global concentrada en Europa; y SPEC 3: estatus desfavorable y población global no concentrada en Europa) en el inventario de BirdLife International (2004).

	Libro Rojo	SPECs
<i>Alauda arvensis</i>		3
<i>Alectoris rufa</i>		2
<i>Anthus campestris</i>		3
<i>Calandrella brachydactyla</i>	VU	3
<i>Carduelis cannabina</i>		2
<i>Chersophilus duponti</i>	EN	3
<i>Coturnix coturnix</i>		3
<i>Emberiza cia</i>		3
<i>Galerida cristata</i>		3
<i>Galerida theklae</i>		3
<i>Jynx torquilla</i>		3
<i>Lanius meridionalis</i>	NT	3
<i>Lanius senator</i>	NT	2
<i>Lanius collurio</i>		3
<i>Lullula arborea</i>		2
<i>Melanocorypha calandra</i>		3
<i>Miliaria calandra</i>		2
<i>Muscicapa striata</i>		3
<i>Oenanthe hispanica</i>	NT	2
<i>Oenanthe oenanthe</i>		3
<i>Parus cristatus</i>		2
<i>Passer domesticus</i>		3
<i>Passer montanus</i>		3
<i>Phylloscopus bonelli</i>		2
<i>Picus viridis</i>		2
<i>Streptopelia turtur</i>	VU	3
<i>Sylvia hortensis</i>		3
<i>Sylvia undata</i>		2
<i>Upupa epops</i>		3



**Figura 7.2.** Distribución por comunidades de las especies amenazadas o de especial interés conservacionista en Europa (SPEC), en época reproductora (primavera) y en invierno.

Destacan a este respecto los medios abiertos (páramos y cultivos) y también los sabinars, mientras que encinares, quejigares y sotos quedan a mucha distancia. Las comunidades de los sotos son, por tanto, ricas y originales a escala del PNHR, pero cuentan con una proporción relativamente baja de aves de especial interés de conservación (cabe señalar, no obstante, que poseen una especie exclusiva situada en la categoría Vulnerable, la tórtola europea, *Streptopelia turtur*). Las comunidades de los páramos, en cambio, que son con diferencia las más pobres, presentan una elevada proporción de especies de interés conservacionista (entre ellas, la única que se considera En Peligro en el Libro Rojo, la alondra ricotí *Chersophilus duponti*).

Los cultivos podrían considerarse en conjunto los medios de mayor interés, pues presentan elevados índices de riqueza, originalidad y también proporción de especies amenazadas (incluyendo a la terrera común, *Calandrella brachydactyla*, Vulnerable en el Libro Rojo), a lo que sin duda no es ajena la tendencia negativa que experimentan desde hace

tiempo las poblaciones europeas de aves ligadas a la agricultura. Pero esto no implica, sin embargo, que los cultivos deban ser objeto de más atención que otros medios en la gestión del PNHR. Tienen importancia a escala local por su riqueza y originalidad, y a escala europea por el elevado número de SPEC que albergan, pero a escalas intermedias (por ejemplo la de la Comunidad de Castilla y León) su importancia conservacionista se diluye notablemente puesto que cubren proporciones enormes del territorio (abundan incluso dentro del parque, donde cubren aproximadamente el 30 % de la superficie total). Los sotos, en cambio, tienen un gran interés a escala del parque, por un lado porque albergan numerosas especies exclusivas (nada menos que nueve en época reproductora y cuatro en invierno, frente a seis y dos, respectivamente, en la suma de todos los demás tipos de hábitat) y por otro, porque cubren una superficie muy baja (el 1,75 % nada más de la extensión total del parque).



Los páramos albergan las comunidades de aves más pobres, tanto en la estación reproductora como durante el invierno, pero algunas de sus especies características, por ejemplo el alcaudón real (*Lanius meridionalis*), presentan un interés sobresaliente desde el punto de vista de la conservación.

## CAPÍTULO 8. EFECTOS DEL USO PÚBLICO

### 8.1. Introducción

El Parque Natural de las Hoces del Río Riaza, catalogado como ZEPA (código es ES4160008), y como LIC (código ES4160104), es un espacio protegido compatible con las actividades agrícolas y ganaderas de las poblaciones locales incluidas en el Parque, que cuenta además con una red de sendas destinadas al uso público de los visitantes. El uso público es una función fundamental de todos los espacios protegidos, pero siempre bajo la premisa de su absoluta compatibilidad y respeto a los objetivos de conservación. Es por ello, que todos los espacios protegidos incluyen en sus planes de gestión una planificación en tiempo y espacio del uso público teóricamente compatible con la conservación, así como los oportunos protocolos de seguimiento de las posibles afecciones causadas por el mismo, con el fin de adelantarse a posibles daños y armonizar a largo plazo los objetivos de uso y conservación.

Por esta razón, el presente estudio tiene, como finalidad añadida al conocimiento de la avifauna del Parque, el objetivo de “relacionar aspectos poblacionales de las comunidades de aves con aspectos de uso público”, con el fin de aplicar los resultados obtenidos a la mejora de la gestión del PNHR en lo que se refiere al manejo de visitantes.

En este capítulo se aborda este objetivo mediante el análisis de los efectos del uso público en los sectores del PNHR dominados por las formaciones de sabinar y soto, las más afectadas potencialmente por el uso público ya que la red de sendas habilitada para el tránsito de visitantes se ubica mayoritariamente en estos dos hábitats.

### 8.2. Métodos

Los transectos se clasificaron de acuerdo con el grado de uso en dos categorías: 1) *con uso*, los ubicados en sendas señalizadas para el uso público del Parque, o muy próximos a tales sendas, y también aquellos otros afectados por la presencia frecuente de población local (en concreto los situados en las vegas aledañas a Montejo de la Vega); y 2) *sin uso*, los ubicados relativamente lejos de las sendas de uso público y en sectores apartados del Parque. La aplicación de estos criterios resultó en de 13 transectos de sabinar sin uso y 7 con uso. Como era de esperar, los transectos de soto, que se extienden paralelamente a la senda que recorre el Parque a lo largo del río Riaza, se clasificaron mayoritariamente como con uso público (13), aunque hubo un mínimo de 5 que pudieron considerarse sin uso; los situados en la vega se consideraron de uso público pese a que la senda transcurre apartada del río; se excluyó el transecto nº 49 (BII 14 – BII 15), relativamente alejado de la senda pero con la vegetación afectada por una plantación reciente de chopos (ver detalles transecto a transecto en el Apéndice 8.1).

El efecto del uso se analizó con un procedimiento similar al seguido en los análisis de la estructura de las comunidades aviares, utilizando la riqueza y la abundancia como variables dependientes (ver Capítulo 4). De acuerdo con el pliego de condiciones del estudio, se aplicaron modelos generales lineales de tipo ANCOVA con dos factores de clasificación (el

hábitat y el grado de uso público) y se controló el efecto de la estructura de la vegetación mediante análisis de componentes principales (ACP). Dado el bajo tamaño de muestra (N = 38) por la reducción del análisis a los transectos de sabinar y soto, se redujo a 6 el número de variables del ACP (ver Tabla 8.1). El ACP incluyó dos factores con autovalores superiores a 1 que explicaron casi el 90 % de la varianza. El primer factor (58,1 % de la varianza) definió un gradiente de complejidad estructural que opuso los sotos más altos y con mayor cobertura a los sabinares más claros, con elevadas coberturas de roca y caméfitos (Figura 8.1). El segundo (31,6 % de la varianza) diferenció los transectos con elevadas coberturas de arbustos medianos (hasta 1 m de altura) y grandes (de 1-2 m) de aquellos otros con bajos valores de cobertura arbustiva; como puede verse en la Figura 8.1, ambas situaciones están ampliamente representadas en sabinares y sotos.

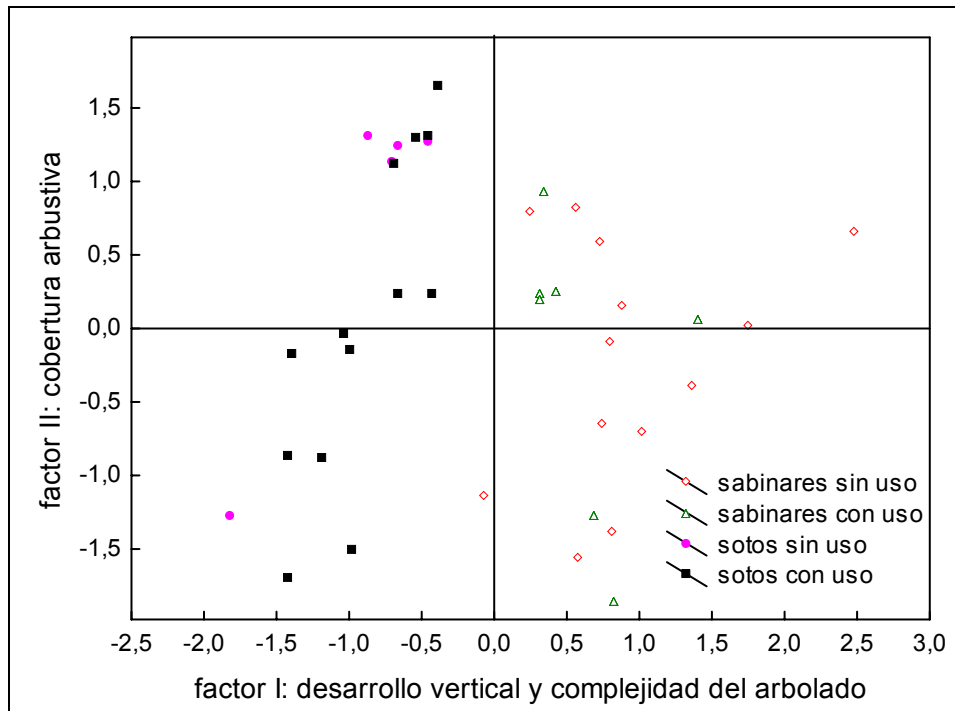
**Tabla 8.1.** Resultados del análisis de componentes principales realizado con los datos de vegetación tomados en los transectos de sabinar y soto. Se indican los factores de carga para cada variable y factor, así como el autovalor y la varianza explicada por cada uno de los dos factores incluidos en los modelos generales lineales. En negrita se indican las variables con factores de carga  $\geq 0,7$  (estos valores definen el significado de los factores –ver texto).

<b>Variabes</b>	<b>Factor 1</b>	<b>Factor 2</b>
Cobertura de roca	<b>0,88</b>	-0,25
Cobertura de caméfitos	<b>0,83</b>	-0,44
Cobertura de arbustos de 0.5-1 m	-0,22	<b>-0,94</b>
Cobertura de arbustos de 1-2 m	-0,46	<b>-0,85</b>
Cobertura de árboles (> 2 m)	<b>-0,94</b>	0,10
Altura media del arbolado	<b>-0,94</b>	-0,10
<b>Autovalor</b>	3,49	1,90
<b>Varianza</b> (% de varianza explicada)	58,1	31,6
<b>Varianza acumulada</b> (%)	58,1	89,7

### 8.3. Resultados y discusión

No hubo diferencias en la estructura de la vegetación entre transectos con y sin uso público, tanto para los sabinares (N = 7 y 13 respectivamente, test de la U de Mann-Whitney: Z = 1,149 P = 0,25 para el Factor 1; Z = 0,357 P = 0,72 para el Factor 2), como para los sotos (N = 13 y 5: Z = 0,049 P = 0,96 para el Factor 1; Z = 1,035 P = 0,30 para el Factor 2).





**Figura 8. 1.** Representación de los 38 transectos de sabinar y soto en el plano factorial definido por los factores 1 y 2 del ACP. Nótese que, de acuerdo con los signos de los factores de carga, los mayores desarrollos del arbolado y de la vegetación arbustiva se corresponden con los extremos negativos de los factores (Tabla 8.1).

Los ocho modelos generales lineales mostraron efectos del hábitat y la vegetación ya expuestos en análisis anteriores (ver Capítulos 4 y 6), y otros propios de la selección muestral hecha para este análisis (Tabla 8.2). Destaca a este respecto la importancia del desarrollo arbustivo (Factor 2), que tuvo siempre un efecto positivo sobre la riqueza y abundancia, mientras que el efecto del desarrollo del arbolado (Factor 1) fue sistemáticamente eclipsado por el factor hábitat, que mostró un efecto positivo de los sotos en 6 de los 7 modelos en los que entró, y fue sustituido por los sabinares en el modelo de la abundancia del invierno de 2008-09 (el año del fuerte aflujo de zorzales invernantes –Capítulo 6).

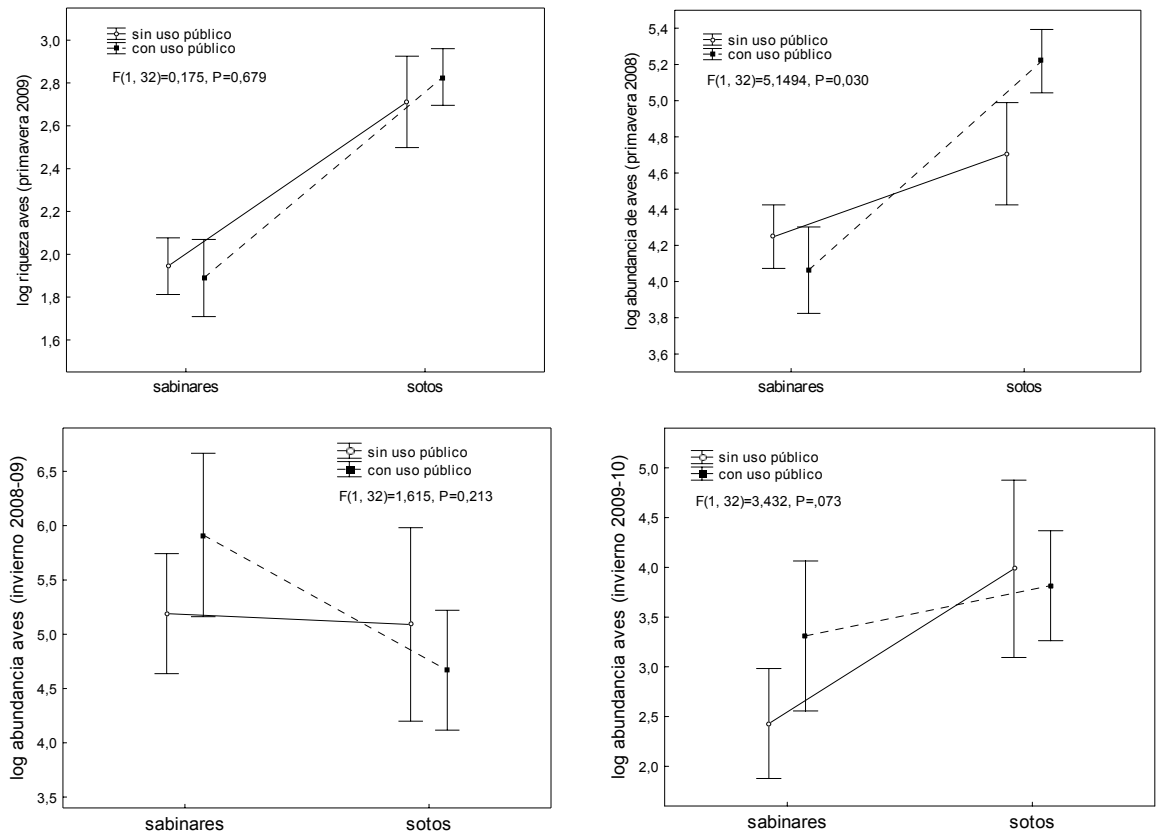
El uso público solo entró en dos modelos, con efectos débiles o marginales y en interacción con el tipo de hábitat (Tabla 8.2 y ejemplos en la Figura 8.2). Los efectos mayores se dieron sobre la abundancia de aves en la primavera de 2008, que presentó en los sabinares valores más altos en los transectos sin uso, pero mayores en los transectos con uso en los sotos (Figura 8. 2); una interacción contraria, pero muy débil, se presentó en el modelo de abundancia invernal en 2009-2010 (Figura 8.2).

En conclusión, puede asegurarse que, de acuerdo con los resultados obtenidos, no hay ningún efecto propio del uso público sobre las comunidades de aves del PNHR. El hecho de que los efectos encontrados, además de escasos, cambien con el hábitat y la estación, apunta a una variación no controlada (varianza sin explicar) más que a un efecto real. Por otra parte, el hecho de que la vegetación sea prácticamente invariante entre transectos con y sin uso, junto

con el bajo nivel de uso público del PNHR, no hace esperable un efecto negativo sobre las comunidades de aves.

**Tabla 8. 2.** Efectos del uso público sobre la riqueza y la abundancia de aves del PNHR controlando por el hábitat (sabinar y soto) y la estructura de la vegetación (factores F1 y F2 del ACP). Variables dependientes: Riq: riqueza de especies, Ab: abundancia de aves; 1: año 2008-09, 2: año 2009-10. Para cada modelo se indican los valores de F y P, el porcentaje de varianza ( $R^2$ ) explicada, y la magnitud de los efectos de las cuatro variables independientes y la interacción hábitat-uso (para 32,1 grados de libertad: \*  $p \leq 0,05$ ; \*\*  $p \leq 0,01$ ;  $p \leq 0,001$ ; + efectos marginalmente no significativos:  $p < 0,1$  y  $> 0,05$ ).

	PRIMAVERA				INVIERNO			
	Riq 1	Riq 2	Ab 1	Ab2	Riq 1	Riq 2	Ab 1	Ab2
<b>Modelo (<math>F_{32,5}</math>)</b>	19,83	29,63	22,30	26,21	4,73	6,71	3,14	4,72
<b>Modelo (P)</b>	***	***	***	***	**	***	*	**
<b>Modelo (<math>R^2</math>)</b>	75,6	82,2	77,7	80,4	42,5	51,2	32,9	42,4
<b>F1. Desarrollo del arbolado</b>							*	
<b>F2. Cobertura arbustiva</b>	***	**	***	**		+		*
<b>Tipo de hábitat</b>	***	***	***	***	+	+	**	
<b>Uso público ("con" vs "sin")</b>								
<b>Interacción hábitat - uso</b>			*					+



**Figura 8.2.** Cuatro ejemplos de los efectos del uso público sobre la riqueza y abundancia de aves en los sabinars y sotos del PNHR (ver Tabla 8.2). Se dan los valores medios más los intervalos de confianza del 95% (barras verticales).

## CAPÍTULO 9. CONCLUSIONES

El presente estudio ha permitido obtener las siguientes conclusiones sobre la estructura e interés conservacionista de las comunidades de aves del PNHR y la adecuación de la metodología aplicada a su seguimiento.

1. **La metodología aplicada es adecuada para el seguimiento de la avifauna del PNHR.**  
Los resultados del análisis de las curvas de riqueza acumulada demuestran que el esfuerzo de muestreo empleado en el censo de aves del PNHR es más que suficiente para conseguir un inventario exhaustivo de sus especies de passeriformes y afines cada año, tanto durante la época de cría como durante la invernada. Igualmente, los resultados muestran la utilidad del método para detectar variaciones interanuales en la riqueza de especies, tanto a la escala del conjunto del PNHR como dentro de cada uno de sus hábitats más representativos.
2. **Los muestreos de primavera sirvieron para detectar un total de 74 especies,** resultantes de combinar las listas de especies obtenidas durante las dos temporadas de estudio. Del mismo modo, **los muestreos de invierno detectaron un total de 50 especies.**
3. **Las comunidades de aves reproductoras del PNHR son tanto más ricas y densas cuanto más compleja y diversa es la vegetación,** lo que hace de los sotos la comunidad de aves nidificantes más rica, mientras que los páramos albergan la comunidad más pobre. **Este patrón parece mostrar una alta estabilidad interanual.**
4. **La estructura de las comunidades invernantes parece depender más de factores tróficos (alimento) que estructurales (vegetación).** Los cultivos (con importantes bancos de semillas en los rastrojos y terrenos labrados) albergan densidades de aves equivalentes a las de los medios forestales, y ya que representan un 30% de la superficie del PNHR, su importancia cuantitativa es evidente. Por contra, los páramos, el segundo hábitat en extensión (22,5% de la superficie), constituyen un hábitat prácticamente vacío durante el invierno.
5. **En los dos años de estudio, las comunidades invernales mantuvieron menos especies que las reproductoras, en todos los hábitats.**
6. En contraste con la elevada constancia interanual de las comunidades reproductoras, **en las comunidades invernantes la riqueza y la abundancia experimentan fuertes fluctuaciones entre años.** En el segundo de los dos inviernos estudiados, todos los hábitats salvo los páramos sufrieron un acusado descenso en ambos parámetros.
7. Dada la inestabilidad de las poblaciones invernantes, y la diversidad de factores que las determinan, **la caracterización y comprensión adecuadas de las comunidades invernantes del PNHR requiere estudios a largo plazo.**
8. **La gran diferencia en la riqueza y abundancia de aves entre los dos inviernos estudiados puede interpretarse como una consecuencia de la variación en la producción de frutos de los sabinares.** En años con grandes cosechas, estos bosques

pueden acoger poblaciones muy importantes de aves frugívoras, especialmente zorzales (Gén. *Turdus*), un grupo de aves que desarrollan movimientos de rastreo de largo alcance.

9. **El número medio total de paseriformes y especies afines del PNHR oscila entre los 20.000 y 25.000 individuos en primavera, y entre 14.000 y 50.000 en invierno;** no obstante, las estimas invernales han de tomarse con prevención dada la fuerte oscilación interanual señalada.
10. **Con idéntica o mayor prevención deberían tratarse las estimas parciales para cada especie** en el conjunto del PNHR o en cada uno de los hábitats identificados, lo que no implica que los datos aportados no constituyan una base sobre las que realizar estimas más precisas. En este sentido, sería recomendable el conteo de las parejas reproductoras de la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*), especie amenazada, y mejorar las estimas de distancia eficaz de censo de las especies más raras.
11. **Desde un punto de vista conservacionista**, destaca la elevada proporción de especies exclusivas de un solo tipo de hábitat: 15 en primavera (20,8 %) y 6 en invierno (12,2 %). En este sentido, la complementariedad entre los distintos tipos de hábitat permite el mantenimiento de una elevada riqueza de especies.
12. **Los cultivos podrían considerarse el medio de mayor interés conservacionista**, atendiendo a los índices de riqueza, originalidad y grado de amenaza de su comunidad de aves. Sin embargo, es importante considerar la escala geográfica de aplicación ya que, aunque estos medios albergan bastantes especies amenazadas en el conjunto de Europa, están muy extendidos en la Comunidad de Castilla y León y en el propio PNHR.
13. **Los sotos, en cambio, tienen un gran interés a escala del PNHR**, puesto que albergan numerosas especies exclusivas y cubren una superficie muy exigua (el 1,75 % de la extensión total del PNHR).
14. **Las comunidades de los páramos, con diferencia las más pobres, presentan una elevada proporción de especies de interés conservacionista** (entre ellas, la única que se considera En Peligro en el Libro Rojo, la alondra ricotí).
15. **Es de destacar la importancia de los sabinares por su capacidad de acogida invernal de poblaciones migratorias de aves frugívoras dispersantes de semillas (Gén. *Turdus*)**, especies crecientemente valoradas por su papel en la dispersión y restauración de la cubierta vegetal.
16. **No se ha detectado ningún efecto del uso público sobre las comunidades de aves del PNHR** en los hábitats estudiados (sotos y sabinares).

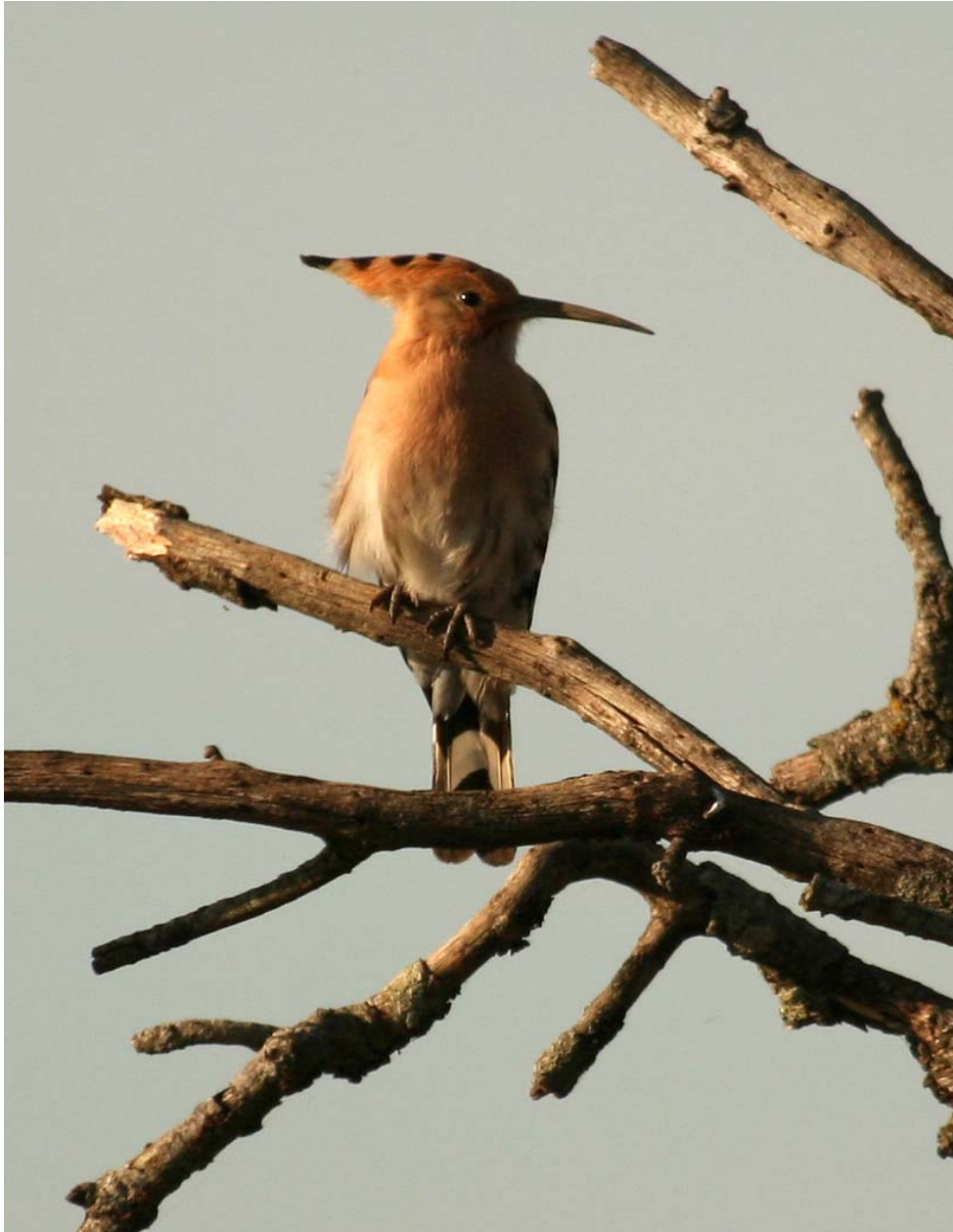
## 10. BIBLIOGRAFÍA

- Bibby, C. J., Burgess, N. D. y Hill, D. 2000. *Bird census techniques*. Academic Press.
- BirdLife International (2004). *Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International, Cambridge.
- Carrascal, L. M., Palomino, D. y Polo, V. 2008. Patrones de distribución, abundancia y riqueza de especies de la avifauna terrestre de la isla de La Palma (islas Canarias). *Graellsia*, 64: 209-232.
- Ceballos, L. y Ruiz de la Torre, J. 1979. *Árboles y arbustos de la España Peninsular*. ETSIM, Madrid.
- Cramp S. (ed.). 1988. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 5. Oxford University Press, Oxford.
- De Juana, E., Pérez-Tris, J., Santos, T. y Tellería, J. L.. 2008. Tipificación de las comunidades de aves en distintos medios del Parque Natural Hoces del Río Riaza (Maderuelo, Montejo de la Vega de la Serrezuela y Valdevacas de Montejo –Segovia). Invierno 2007 a primavera 2009. I. Diseño de los censos (informe inédito).
- European Commission. 2000. *Managing Natura 2000 Sites: The provisions of Article 6 of "Habitat Directive" 82/43/EEC*. Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg.
- European Community. 1992. *Council directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*. European Community Office Journal L206, 0007–0050 (22/07/1992).
- Font, I. 1983. *Climatología de España y Portugal*. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid.
- Fornasari, L., De Carli, E., Bottoni, L. y Massa, R. 1997. A method for establishing bird conservation value at a landscape level. *Bird Conservation International*, 7: 81-97.
- Fuller, R. y Langslow, D. R. 1986. Ornithological evaluation for wildlife conservation. En: M. B. Usher (ed.), *Wildlife conservation evaluation*, pp. 247-269. Chapman and Hall, Londres.
- Gaston, K. J. 1996. What is biodiversity? En: K. J. Gaston (ed.), *Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference*, pp. 1-9. Blackwell Science, Oxford.
- Goldsmith, F. B. (ed.). 1991. *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman & Hall, Londres.
- Gotelli, N. J. y Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.
- Gray, J. S. 2002. Species richness of marine soft sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 244: 285-297.
- Groom, M. J., Meffe, G. K. y Carroll, C. R. 2006. *Principles of conservation biology*, 3ª edición. Sinauer. Sunderland, Massachusetts.
- Hurlbert, S. H. 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577-585.
- Jordano, P. 1993. Geographical ecology and variation of plant-seed disperser interactions: southern Spanish junipers and frugivorous thrushes. *Vegetatio*, 107-108: 85-93.

- Levey, D. G. y Stiles, F. G. 1992. Evolutionary precursors of long-distance migration: resource availability and movement patterns in Neotropical landbirds. *American Naturalist*, 140: 447-476.
- MacArthur, R. H. y MacArthur, J. W. 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42: 594-598.
- Madroño, A., González, C. y Atienza, J. C. 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Conservación de la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey.
- Montesinos, D. 2007. *Juniperus thurifera*: una especie dioica, vecera y relictica. *Ecosistemas*, 16: 172-185.
- Morrison, M. L., Marcot, B. G. y Mannan, R. W. 1998. *Wildlife-habitat relationships. Concepts & applications*. The University of Wisconsin Press.
- Newton, I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press, London.
- Newton, I. 2004. Population limitation in migrants. *Ibis*, 146: 197-226.
- Newton, I. 2008. Migration ecology of birds. Academic Press, London.
- Santos, T. 1982. Migración e invernada de zorzales y mirlos (género *Turdus*) en la Península Ibérica. Tesis Doctoral. Universidad Complutense, Madrid.
- Santos, T., Suárez, F. y Tellería, J. L. 1983. The bird communities of the Spanish juniper woodlands (*Juniperus thurifera* L.). En: F.J. Purroy (ed). *Proc. VII Int. Conf. Bird Census Work*, pp. 172-179. Universidad de León, León.
- Sekercioglu, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 464-471.
- Sherry, T. W., Johnson, M. D. y Strong, A. M. 2005. Does winter food limit populations of migratory birds? En: R. Greenberg y P. P. Marra (eds.), *Birds of two worlds: ecology, life history, and evolution of long distance migratory birds*, pp. 414-425. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Smith, P. G. y Theberge, J. B. 1986. A review of criteria for evaluating natural areas. *Environmental Management*, 10: 715-734.
- Soberón, J. & Llorente, J. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7: 480-488.
- StatSoft, Inc. 2004. *STATISTICA (data analysis software system)*, versión 7. www.statsoft.com.
- StatSoft, Inc. (2010). *Electronic Statistics Textbook*. Tulsa.
- 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
- Thomas, L., S. T. Buckland, K. P. Burnham, D. R. Anderson, J. L. Laake, D. L. Borchers y S. Strindberg. 2002. Distance sampling. En: A. H. El-Shaarawi y W. W. Piegorsch (eds.), *Encyclopedia of Environmetrics*, Vol. 1. pp. 544-552. J. Wiley & Sons, Chichester, UK.

Valverde, R., Martín, F., Ramírez, J., Gutiérrez, M., Rodríguez, I. y de Juana, E. 2001. Impacto de las repoblaciones de coníferas sobre la avifauna de los medios esteparios arbustivos del sudeste de Madrid. *Ecología*, 15: 317-325.

Wiens, J. A. (1989). *The ecology of bird communities*. Cambridge University Press, Cambridge.



La abubilla (*Upupa epops*) es una de las muchas especies para las que el presente estudio aporta por primera vez datos concretos acerca de su tamaño poblacional y preferencias de hábitat en el Parque Natural Hoces del Río Riaza.





## **APÉNDICES**

**Apéndice 4. 1.** Cambios interanuales y estacionales (pri: primavera, inv: invierno) de la riqueza (Rq) y la abundancia (AB) de las comunidades de aves del PNHR según hábitats (N = n° de transectos). Se indica la media (en negrita) y entre paréntesis los valores mínimos y máximos. Est Rq: riqueza de primavera menos riqueza de invierno; Est AB: abundancia de primavera menos abundancia de invierno. Parte inferior: resultados de las comparaciones interanuales de la riqueza y abundancia de aves mediante el test de Wilcoxon para muestras apareadas; las diferencias significativas ( $P \leq 0,05$ ) se resaltan en negrita y las marginalmente significativas ( $P < 0,1$  y  $> 0,05$ ) en cursiva.

	<b>páramos</b> (N=15)	<b>cultivos</b> (N=15)	<b>encinares</b> (N=15)	<b>sabinares</b> (N=20)	<b>quejigares</b> (N=15)	<b>sotos</b> (N=19)
<b>Rq pri 2008</b>	<b>3,7</b> (0-8)	<b>5,1</b> (3-9)	<b>6,3</b> (3-9)	<b>7,4</b> (3-14)	<b>6,1</b> (3-9)	<b>15,9</b> (7-22)
<b>Rq pri 2009</b>	<b>3,9</b> (1-7)	<b>5,1</b> (2-9)	<b>5,9</b> (3-13)	<b>6,2</b> (2-12)	<b>5,1</b> (1-10)	<b>15,5</b> (11-21)
<b>AB pri 2008</b>	<b>34,3</b> (18,4-68,6)	<b>63,0</b> (22-172,8)	<b>50,6</b> (23,4-70,8)	<b>68,9</b> (42,4-146,3)	<b>57,8</b> (31,4-96,6)	<b>170,9</b> (70,9-307,3)
<b>AB pri 2009</b>	<b>36,3</b> (17-60,8)	<b>49,9</b> (20-110,3)	<b>53,6</b> (25,6-94,8)	<b>61,5</b> (26,4-104)	<b>52,7</b> (30,7-94,8)	<b>177,8</b> (69,5-301,6)
<b>Rq inv 2008-09</b>	<b>0,7</b> (0-3)	<b>3,1</b> (0-8)	<b>5,5</b> (3-8)	<b>6,8</b> (3-10)	<b>3,4</b> (0-8)	<b>9,5</b> (3-16)
<b>Rq inv 2009-10</b>	<b>0,7</b> (0-2)	<b>1,7</b> (0-7)	<b>2,1</b> (0-5)	<b>2,1</b> (0-7)	<b>1,5</b> (0-5)	<b>5,4</b> (3-11)
<b>AB inv 2008-09</b>	<b>10,3</b> (0-45,4)	<b>154,7</b> (15-740,4)	<b>81,4</b> (17,6-277,1)	<b>453,9</b> (17,3-1705,6)	<b>41,9</b> (4,6-125,7)	<b>155,7</b> (24-426,7)
<b>AB inv 2009-10</b>	<b>10,3</b> (0-32,4)	<b>70,1</b> (2-546,6)	<b>21,7</b> (0-45,6)	<b>27,2</b> (0-102,3)	<b>15,6</b> (0-49,6)	<b>53,4</b> (14,7-168,6)
<b>Est Rq año 1°</b>	<b>2,9</b> (-2/8)	<b>2,0</b> (-2/6)	<b>0,8</b> (-4/4)	<b>0,5</b> (-6/6)	<b>2,7</b> (-5/7)	<b>6,4</b> (0/17)
<b>Est Rq año 2°</b>	<b>3,2</b> (1/7)	<b>3,3</b> (1/7)	<b>3,8</b> (-1/13)	<b>4,1</b> (-2/9)	<b>3,6</b> (-2/8)	<b>10,1</b> (4/16)
<b>Est AB año 1°</b>	<b>23,9</b> (-1,6/68,6)	<b>-91,7</b> (-568/61,9)	<b>-30,9</b> (-219/44,8)	<b>-385,0</b> (-1621,2/43,3)	<b>15,9</b> (-67,1/79,7)	<b>15,2</b> (-226,6/255,6)
<b>Est AB año 1°</b>	<b>26,0</b> (0,1/48,6)	<b>-20,2</b> (-436/60,9)	<b>31,8</b> (-5,8/82,7)	<b>34,3</b> (-4/64,8)	<b>37,0</b> (5,1/59,2)	<b>124,4</b> (37,3/284,9)

Apéndice 4.1 (cont.).

	páramos			cultivos			encinares			sabinares			quejigares			sotos		
	T	Z	P	T	Z	P	T	Z	P	T	Z	P	T	Z	P	T	Z	P
<b>Rq pri 2008 vs 2009</b>	34	0,392	0,69	27	0,051	0,96	48	0,681	0,50	33	2,286	<b>0,02</b>	27,5	1,258	0,21	66,5	0,473	0,64
<b>AB pri 2008 vs 2009</b>	51	0,511	0,61	39	1,193	0,23	60	0,00	1,00	57	1,792	0,07	50	0,570	0,57	76	0,765	0,44
<b>Rq inv 2008-09 vs 2009-10</b>	22	0,059	0,95	20	2,040	<b>0,04</b>	1,5	3,323	<b>0,001</b>	0,0	3,920	<b>0,000</b>	12,5	2,511	<b>0,01</b>	4	3,662	<b>0,001</b>
<b>AB inv 2008-09 vs 2009-10</b>	45	0,035	0,97	9	2,897	<b>0,004</b>	4	3,181	<b>0,001</b>	0,0	3,920	<b>0,000</b>	27	1,874	0,06	12	3,340	<b>0,001</b>

**Apéndice 4. 2.** Resultados de los modelos generales lineales sobre los efectos de la estructura y composición de la vegetación en la riqueza, densidad y diversidad de las comunidades de aves del PNH. Mitad izquierda: análisis que incluyeron como variables independientes los 4 factores del ACP: desarrollo (F1), sabinas (F2), cultivos (F3) y encinares (F4). Mitad derecha: análisis que incluyeron además el tipo de hábitat como variable categórica. En rojo: efectos significativos ( $p \leq 0,05$ ); en azul: efectos marginalmente significativos ( $p < 0,1$  y  $> 0,05$ ).

SIN VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT				CON VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT			
<b>Riqueza primavera 1ª</b>				<b>Riqueza primavera 1ª</b>			
	<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-4, 94</sub></b>	<b>P</b>		<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-5, 89</sub></b>	<b>p</b>
Modelo		<b>18,902</b>	<b>0,000</b>	Modelo		<b>16,807</b>	<b>0,000</b>
Desarrollo	<b>1,223</b>	<b>66,035</b>	<b>0,000</b>	Desarrollo	-0,326	0,548	0,461
Sabinas	-0,104	0,643	0,425	Sabinas	-0,367	2,540	0,115
Cultivos	-0,002	0,001	0,970	Cultivos	-0,091	1,283	0,260
Encinares	<b>0,373</b>	<b>5,833</b>	<b>0,018</b>	Encinares	0,085	0,118	0,732
<b>R<sup>2</sup></b>	<b>44,500</b>			<b>Hábitat</b>		<b>8,831</b>	<b>0,000</b>
				páramos	<b>-0,683</b>		
				cultivos	<b>-0,492</b>		
				encinar	-0,005		
				sabinar	0,124		
				soto	<b>0,971</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>63,000</b>
<b>Riqueza primavera 2ª</b>				<b>Riqueza primavera 2ª</b>			
	<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-4, 94</sub></b>	<b>P</b>		<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-5, 89</sub></b>	<b>P</b>
Modelo		<b>24,186</b>	<b>0,000</b>	Modelo		<b>17,687</b>	<b>0,000</b>
Desarrollo	<b>1,293</b>	<b>91,089</b>	<b>0,000</b>	Desarrollo	-0,158	0,145	0,704
Sabinas	-0,126	1,184	0,279	Sabinas	0,011	0,003	0,960
Cultivos	-0,011	0,076	0,783	Cultivos	-0,112	2,212	0,140
Encinares	0,211	2,307	0,132	Encinares	0,246	1,111	0,295
<b>R<sup>2</sup></b>	<b>50,700</b>			<b>Hábitat</b>		<b>6,661</b>	<b>0,000</b>
				páramos	<b>-0,256</b>		
				cultivos	<b>-0,377</b>		
				encinar	-0,129		
				sabinar	0,002		
				soto	<b>0,960</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>64,100</b>

Apéndice 4.2 (cont.)

SIN VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT				CON VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT			
<b>Riqueza primaveral (media de dos años)</b>				<b>Riqueza primaveral (media de dos años)</b>			
	<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-4, 94</sub></b>	<b>P</b>		<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-5, 89</sub></b>	<b>P</b>
Modelo		30,594	0,000	Modelo		27,032	0,000
Desarrollo	1,238	112,515	0,000	Desarrollo	-0,210	0,411	0,523
Sabinares	-0,108	1,166	0,283	Sabinares	-0,172	1,003	0,319
Cultivos	0,001	0,001	0,975	Cultivos	-0,101	2,821	0,097
Encinares	0,271	5,145	0,026	Encinares	0,142	0,590	0,445
<b>R<sup>2</sup></b>	<b>56,600</b>			<b>Hábitat</b>		<b>11,071</b>	<b>0,000</b>
				páramos	-0,437		
				cultivos	-0,444		
				encinar	-0,054		
				sabinar	0,055		
				soto	0,933	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>73,200</b>
<b>Densidad primavera 1ª</b>				<b>Densidad primavera 1ª</b>			
	<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-4, 94</sub></b>	<b>P</b>		<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-5, 89</sub></b>	<b>P</b>
Modelo		20,395	0,000	Modelo		17,805	0,000
Desarrollo	1,414	72,575	0,000	Desarrollo	-0,152	0,098	0,755
Sabinares	-0,200	1,970	0,164	Sabinares	-0,279	1,210	0,274
Cultivos	-0,053	1,251	0,266	Cultivos	-0,115	1,675	0,199
Encinares	0,323	3,600	0,061	Encinares	0,432	2,491	0,118
<b>R<sup>2</sup></b>	<b>46,500</b>			<b>Hábitat</b>		<b>8,887</b>	<b>0,000</b>
				páramos	-0,495		
				cultivos	-0,359		
				encinar	-0,326		
				sabinar	0,134		
				soto	1,025	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>64,300</b>

Apéndice 4.2 (cont.)

SIN VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT				CON VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT			
Densidad primavera 2ª				Densidad primavera 2ª			
	coeficiente	F <sub>1-4, 94</sub>	P		coeficiente	F <sub>1-5, 89</sub>	P
Modelo		31,338	0,000	Modelo		22,131	0,000
Desarrollo	1,652	116,689	0,000	Desarrollo	0,271	0,340	0,561
Sabinares	0,000	0,000	1,000	Sabinares	0,093	0,145	0,704
Cultivos	-0,039	0,775	0,381	Cultivos	-0,178	4,421	0,038
Encinares	0,205	1,705	0,195	Encinares	0,327	1,549	0,217
R <sup>2</sup>	57,100			Hábitat		6,899	0,000
				páramos	-0,164		
				cultivos	-0,474		
				encinar	-0,212		
				sabinar	0,075		
				soto	0,942	R <sup>2</sup>	69,100
Densidad primaveral (media de dos años)				Densidad primaveral (media de dos años)			
	coeficiente	F <sub>1-4, 94</sub>	P		coeficiente	F <sub>1-5, 89</sub>	P
Modelo		30,790	0,000	Modelo		24,96946	0,00
Desarrollo	1,515	113,472	0,000	Desarrollo	0,054	0,017	0,897
Sabinares	-0,119	0,947	0,333	Sabinares	-0,097	0,203	0,653
Cultivos	-0,047	1,348	0,249	Cultivos	-0,142	3,588	0,061
Encinares	0,254	3,029	0,085	Encinares	0,377	2,627	0,109
R <sup>2</sup>	56,700			Hábitat		9,360	0,000
				páramos	-0,320		
				cultivos	-0,397		
				encinar	-0,269		
				sabinar	0,090		
				soto	0,974	R <sup>2</sup>	71,600

Apéndice 4.2 (cont.)

SIN VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT				CON VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT			
<b>Riqueza invierno 1º</b>				<b>Riqueza invierno 1º</b>			
	<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-4, 94</sub></b>	<b>P</b>		<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-5, 89</sub></b>	<b>P</b>
Modelo		17,034	0,000	Modelo		19,471	0,000
Desarrollo	6,998	48,814	0,000	Desarrollo	-2,509	0,842	0,361
Sabinares	1,580	3,382	0,069	Sabinares	2,944	4,233	0,043
Cultivos	0,009	0,001	0,976	Cultivos	-0,128	0,066	0,798
Encinares	2,780	7,325	0,008	Encinares	2,713	3,094	0,082
<b>R<sup>2</sup></b>	<b>42,000</b>			Hábitat		12,839	0,000
				páramos	-2,964		
				cultivos	-0,978		
				encinar	-0,831		
				sabinar	1,138		
				soto	6,346	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>66,300</b>
<b>Riqueza invierno 2º</b>				<b>Riqueza invierno 2º</b>			
	<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-4, 94</sub></b>	<b>P</b>		<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-5, 89</sub></b>	<b>P</b>
Modelo		9,422	0,000	Modelo		6,181	0,000
Desarrollo		34,607	0,000	Desarrollo	-0,686	0,934	0,336
Sabinares		0,305	0,582	Sabinares	0,046	0,016	0,901
Cultivos		0,734	0,394	Cultivos	-0,151	1,368	0,245
Encinares		0,712	0,401	Encinares	-0,062	0,024	0,877
<b>R<sup>2</sup></b>	<b>28,600</b>			Hábitat		2,848	0,020
				páramos	-0,517		
				cultivos	-0,432		
				encinar	0,091		
				sabinar	-0,109		
				soto	1,228	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>38,400</b>



Apéndice 4.2 (cont.)

SIN VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT				CON VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT			
<b>Riqueza invernal (media de dos años)</b>				<b>Riqueza invernal (media de dos años)</b>			
	<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-4, 94</sub></b>	<b>P</b>		<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-5, 89</sub></b>	<b>P</b>
Modelo		20,170	0,000	Modelo		21,491	0,000
Desarrollo	1,194	52,353	0,000	Desarrollo	-0,173	0,146	0,703
Sabinares	0,286	4,082	0,046	Sabinares	0,305	1,662	0,201
Cultivos	-0,045	0,913	0,342	Cultivos	-0,062	0,557	0,457
Encinares	0,582	11,807	0,001	Encinares	0,308	1,459	0,230
<b>R<sup>2</sup></b>	<b>46,200</b>			<b>Hábitat</b>		<b>12,595</b>	<b>0,000</b>
				páramos	-0,656		
				cultivos	-0,192		
				encinar	0,047		
				sabinar	0,255		
				soto	0,887	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>68,500</b>
<b>Densidad invierno 1º</b>				<b>Densidad invierno 1º</b>			
	<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-4, 94</sub></b>	<b>P</b>		<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-5, 89</sub></b>	<b>P</b>
Modelo		9,301	0,000	Modelo		18,339	0,000
Desarrollo	1,314	7,768	0,006	Desarrollo	0,262	0,049	0,825
Sabinares	1,309	10,477	0,002	Sabinares	1,944	9,894	0,002
Cultivos	-0,440	10,611	0,002	Cultivos	-0,036	0,028	0,867
Encinares	0,778	2,591	0,111	Encinares	0,826	1,536	0,218
<b>R<sup>2</sup></b>	<b>28,400</b>			<b>Hábitat</b>		<b>18,603</b>	<b>0,000</b>
				páramos	-1,214		
				cultivos	1,118		
				encinar	-0,332		
				sabinar	1,145		
				soto	0,801	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>65,000</b>

Apéndice 4.2 (cont.)

SIN VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT				CON VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT			
<b>Densidad invierno 2º</b>				<b>Densidad invierno 2º</b>			
	<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-4, 94</sub></b>	<b>P</b>		<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-5, 89</sub></b>	<b>P</b>
Modelo		6,581	0,000	Modelo		3,5847	0,0008
Desarrollo	1,534	14,933	0,000	Desarrollo	-0,7000	0,2578	0,6129
Sabinares	-0,426	1,569	0,213	Sabinares	0,1258	0,0304	0,8619
Cultivos	-0,303	7,116	0,009	Cultivos	-0,1440	0,3282	0,5682
Encinares	0,535	1,724	0,192	Encinares	0,6673	0,7367	0,3930
<b>R<sup>2</sup></b>	<b>21,900</b>			Hábitat		1,1468	0,3418
				páramos	-0,7527		
				cultivos	0,3047		
				encinar	-0,2531		
				sabinar	-0,1969		
				soto	1,3929	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>26,6000</b>
<b>Densidad invernal (media de dos años)</b>				<b>Densidad invernal (media de dos años)</b>			
	<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-4, 94</sub></b>	<b>P</b>		<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-5, 89</sub></b>	<b>P</b>
Modelo		7,711	0,000	Modelo		14,739	0,000
Desarrollo	1,137	8,482	0,004	Desarrollo	0,258	0,064	0,802
Sabinares	0,836	6,233	0,014	Sabinares	1,377	6,634	0,012
Cultivos	-0,335	8,966	0,004	Cultivos	-0,014	0,006	0,939
Encinares	0,608	2,306	0,132	Encinares	0,859	2,224	0,139
<b>R<sup>2</sup></b>	<b>24,700</b>			Hábitat		15,578	0,000
				páramos	-0,881		
				cultivos	0,898		
				encinar	-0,458		
				sabinar	0,928		
				soto	0,688	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>59,800</b>

Apéndice 4.2 (cont.)

SIN VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT				CON VARIABLE CATEGÓRICA TIPO DE HÁBITAT			
<b>Diversidad de Shannon (media dos primaveras)</b>				<b>Diversidad de Shannon (media dos primaveras)</b>			
	<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-4, 94</sub></b>	<b>P</b>		<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-5, 89</sub></b>	<b>P</b>
Modelo		30,985	0,000	Modelo		24,509	0,000
Desarrollo	1,993	115,470	0,000	Desarrollo	-0,109	0,041	0,841
Sabinares	-0,054	0,116	0,734	Sabinares	-0,084	0,088	0,768
Cultivos	-0,009	0,020	0,865	cultivos	-0,137	1,931	0,168
Encinares	0,337	3,138	0,080	Encinares	0,161	0,278	0,600
<b>R<sup>2</sup></b>	<b>56,869</b>			Hábitat		8,906	0,000
				páramos	-0,642		
				cultivos	-0,576		
				encinar	-0,079		
				sabinar	0,098		
				soto	1,360	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>71,252</b>
				páramos	-0,642		
<b>Diversidad de Shannon (media dos inviernos)</b>				<b>Diversidad de Shannon (media dos inviernos)</b>			
	<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-4, 94</sub></b>	<b>P</b>		<b>coeficiente</b>	<b>F<sub>1-5, 89</sub></b>	<b>P</b>
Modelo		13,058	0,000	Modelo		17,163	0,000
Desarrollo	1,839	47,131	0,000	Desarrollo	-0,898	1,894	0,172
Sabinares	0,051	0,050	0,823	Sabinares	0,518	2,305	0,133
Cultivos	-0,018	0,058	0,810	cultivos	-0,004	0,001	0,971
Encinares	0,360	1,711	0,194	Encinares	0,482	1,716	0,194
<b>R<sup>2</sup></b>	<b>35,719</b>			Hábitat		6,968	0,000
				páramos	-0,906		
				cultivos	-0,233		
				encinar	0,027		
				sabinar	-0,128		
				soto	1,670	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>63,445</b>

**Apéndice 5.1.** Número medio de individuos de las especies de aves comunes en los **sotos** del Parque Natural de la Hoces del Riaza en primavera e invierno. Se dan los mínimos y máximos calculado para un intervalo de confianza del 95%.

Especie	Primavera			Invierno		
	media	mínimo	máximo	media	mínimo	máximo
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	12	0	38	0	0	0
<i>Aegithalos caudatus</i>	17	2	35	27	0	55
<i>Alectoris rufa</i>	5	0	10	2	0	7
<i>Anthus trivialis</i>	5	0	12	0	0	0
<i>Carduelis chloris</i>	12	5	19	5	1	9
<i>Carduelis cannabina</i>	1	0	2	0	0	0
<i>Carduelis carduelis</i>	65	35	96	25	1	50
<i>Certhia brachydactyla</i>	34	13	54	35	15	55
<i>Cettia cettia</i>	115	77	154	7	0	16
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	1	0	3	28	1	54
<i>Columba palumbus</i>	3	0	5	2	0	5
<i>Corvus corone</i>	1	0	1	4	0	8
<i>Cuculus canorus</i>	1	0	2	0	0	0
<i>Cyanopica cyana</i>	3	0	8	7	0	18
<i>Dendrocopos major</i>	8	0	16	17	5	30
<i>Emberiza cia</i>	1	0	2	1	0	3
<i>Emberiza cirius</i>	23	7	40	23	6	42
<i>Erithacus rubecula</i>	33	18	48	51	24	78
<i>Fringilla coelebs</i>	151	108	194	125	2	290
<i>Garrulus glandarius</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Hippolais polyglotta</i>	1	0	4	0	0	0
<i>Jynx torquilla</i>	1	0	4	0	0	0
<i>Lanius senador</i>	1	0	5	0	0	0
<i>Luscinia megarhynchos</i>	120	68	172	0	0	0
<i>Miliaria calandra</i>	5	1	10	1	0	2
<i>Motacilla alba</i>	2	0	6	1	0	4
<i>Motacilla cinerea</i>	6	0	15	8	0	17
<i>Muscicapa striata</i>	10	0	24	0	0	0
<i>Oriolus oriolus</i>	21	11	31	0	0	0
<i>Parus caeruleus</i>	28	12	44	45	22	67
<i>Parus major</i>	35	17	52	37	15	59

**Apéndice 5.1** (cont.)

Especie	Primavera			Invierno		
	media	mínimo	máximo	media	mínimo	máximo
<i>Passer domesticus</i>	21	0	45	2	0	6
<i>Passer montanus</i>	5	0	15	0	0	0
<i>Petronia petronia</i>	10	1	19	7	0	18
<i>Phoenichurus ochruros</i>	1	0	3	0	0	0
<i>Phylloscopus bonelli</i>	21	9	33	0	0	0
<i>Phylloscopus collybita</i>	2	0	5	3	0	8
<i>Phylloscopus ibericus</i>	1	0	2	0	0	0
<i>Picus viridis</i>	7	1	13	5	0	10
<i>Regulus ignicapillus</i>	9	3	16	5	0	11
<i>Saxicola torquata</i>	3	0	6	0	0	0
<i>Serinus serinus</i>	62	34	89	5	0	13
<i>Streptopelia decaocto</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Streptopelia turtur</i>	30	7	53	0	0	0
<i>Sturnus unicolor</i>	40	6	75	5	0	10
<i>Sylvia atricapilla</i>	188	143	232	0	0	0
<i>Sylvia borin</i>	4	0	10	0	0	0
<i>Sylvia cantillans</i>	2	0	5	0	0	0
<i>Troglodytes troglodytes</i>	121	91	152	57	28	87
<i>Turdus iliacus</i>	0	0	0	65	12	119
<i>Turdus merula</i>	79	53	105	101	73	128
<i>Turdus pilaris</i>	0	0	0	1	0	2
<i>Turdus philomelos</i>	10	5	15	97	2	194
<i>Turdus viscivorus</i>	0	0	1	2	0	4

**Apéndice 5.2.** Número medio de individuos de las especies de aves comunes en los **cultivos** del Parque Natural de la Hoces del Riaza en primavera e invierno. Se dan los mínimos y máximos calculado para un intervalo de confianza del 95%.

Especie	Primavera			Invierno		
	media	mínimo	máximo	media	mínimo	máximo
<i>Alauda arvensis</i>	568	280	856	99	0	246
<i>Alectoris rufa</i>	348	136	561	311	0	737
<i>Calandrella brachydactyla</i>	31	0	99	0	0	0
<i>Carduelis chloris</i>	86	0	206	47	0	134
<i>Carduelis cannabina</i>	707	0	1921	1562	0	3689
<i>Carduelis carduelis</i>	561	0	1201	1151	0	2577
<i>Certhia brachydactyla</i>	23	0	73	0	0	0
<i>Columba palumbus</i>	336	0	1023	250	0	787
<i>Corvus corone</i>	60	5	126	72	0	178
<i>Coturnix coturnix</i>	53	0	125	0	0	0
<i>Cuculus canorus</i>	17	7	26	0	0	0
<i>Cyanopica cyana</i>	0	0	0	206	0	649
<i>Emberiza cia</i>	14	0	44	513	0	1139
<i>Emberiza cirius</i>	105	0	242	105	0	267
<i>Erithacus rubecula</i>	0	0	0	31	0	97
<i>Fringilla coelebs</i>	187	6	370	2312	3	7006
<i>Galerida cristata</i>	552	241	863	456	62	873
<i>Galerida theklae</i>	14	0	45	229	0	566
<i>Jynx torquilla</i>	13	0	42	0	0	0
<i>Lanius senador</i>	130	0	278	0	0	0
<i>Lullula arborea</i>	105	12	197	0	0	0
<i>Luscinia megarhynchos</i>	101	0	317	0	0	0
<i>Melanocorypha calandra</i>	130	8	252	27	0	85
<i>Miliaria calandra</i>	885	590	1179	711	78	1344
<i>Motacilla flava</i>	324	0	923	0	0	0
<i>Oenanthe hispanica</i>	25	0	61	0	0	0
<i>Oenanthe oenanthe</i>	51	6	96	0	0	0
<i>Oriolus oriolus</i>	22	0	69	0	0	0
<i>Parus caeruleus</i>	17	0	53	34	0	83
<i>Parus major</i>	0	0	0	87	0	275
<i>Passer domesticus</i>	652	0	1505	1569	0	3872

**Apéndice 5.2** (cont.)

<b>Especie</b>	<b>Primavera</b>			<b>Invierno</b>		
	<b>media</b>	<b>mínimo</b>	<b>máximo</b>	<b>media</b>	<b>mínimo</b>	<b>máximo</b>
<i>Passer montanus</i>	378	0	1074	1998	0	6283
<i>Petronia petronia</i>	231	26	442	341	0	807
<i>Phylloscopus bonelli</i>	23	0	56	0	0	0
<i>Picus viridis</i>	11	0	35	0	0	0
<i>Saxicola torquata</i>	68	0	149	0	0	0
<i>Serinus serinus</i>	206	10	465	0	0	0
<i>Streptopelia decaocto</i>	19	0	61	97	0	304
<i>Streptopelia turtur</i>	36	0	114	0	0	0
<i>Sturnus unicolor</i>	62	0	178	25	0	78
<i>Sylvia atricapilla</i>	41	0	129	0	0	0
<i>Sylvia hortensis</i>	19	0	46	0	0	0
<i>Sylvia undata</i>	28	0	68	14	0	44
<i>Turdus iliacus</i>	0	0	0	1892	0	5141
<i>Turdus merula</i>	142	0	306	154	10	335
<i>Turdus pilaris</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Turdus philomelos</i>	0	0	0	607	0	1464
<i>Turdus viscivorus</i>	9	0	30	38	0	119
<i>Upupa epops</i>	12	0	27	0	0	0

**Apéndice 5. 3.** Número medio de individuos de las especies de aves comunes en los **páramos** del Parque Natural de la Hoces del Riaza en primavera e invierno. Se dan los mínimos y máximos calculado para un intervalo de confianza del 95%.

Especie	Primavera			Invierno		
	media	mínimo	máximo	media	mínimo	máximo
<i>Alauda arvensis</i>	545	332	757	18	0	49
<i>Alectoris rufa</i>	203	67	339	217	0	549
<i>Anthus campestris</i>	177	54	299	0	0	0
<i>Calandrella brachydactyla</i>	18	0	45	0	0	0
<i>Carduelis cannabina</i>	403	52	764	11	0	35
<i>Carduelis carduelis</i>	104	0	260	21	0	66
<i>Chersophilus duponti*</i>	97	15	185	0	0	0
<i>Columba palumbus</i>	13	0	36	0	0	0
<i>Cuculus canorus</i>	13	5	22	0	0	0
<i>Emberiza cia</i>	113	0	258	31	0	83
<i>Fringilla coelebs</i>	43	0	102	0	0	0
<i>Galerida theklae</i>	912	523	1302	552	221	883
<i>Garrulus glandarius</i>	0	0	0	10	0	32
<i>Lanius meridionalis</i>	8	0	21	3	0	8
<i>Lullula arborea</i>	109	29	188	0	0	0
<i>Melanocorypha calandra</i>	4	0	13	0	0	0
<i>Miliaria calandra</i>	39	1	80	0	0	0
<i>Monticola solitarius</i>	13	0	41	0	0	0
<i>Oenanthe hispanica</i>	268	69	466	0	0	0
<i>Oenanthe oenanthe</i>	32	1	69	0	0	0
<i>Petronia petronia</i>	27	0	85	0	0	0
<i>Saxicola torquata</i>	51	0	116	0	0	0
<i>Serinus serinus</i>	19	0	47	0	0	0
<i>Sturnus unicolor</i>	37	0	103	0	0	0
<i>Sylvia cantillans</i>	62	0	171	0	0	0
<i>Sylvia conspicillata</i>	69	6	136	0	0	0
<i>Sylvia hortensis</i>	17	0	38	0	0	0
<i>Sylvia undata</i>	41	0	111	52	0	117
<i>Turdus merula</i>	38	0	103	10	0	30
<i>Turdus philomelos</i>	0	0	0	45	0	94
<i>Turdus viscivorus</i>	0	0	0	14	0	44
<i>Upupa epops</i>	11	2	21	0	0	0

(\*) 22(7-36)



**Apéndice 5.4.** Número medio de individuos de las especies de aves comunes en los **sabinares** del Parque Natural de la Hoces del Riaza en primavera e invierno. Se dan los mínimos y máximos calculado para un intervalo de confianza del 95%.

Especie	Primavera			Invierno		
	media	mínimo	máximo	media	mínimo	máximo
<i>Aegithalos caudatus</i>	25	0	30	36	0	91
<i>Alauda arvensis</i>	20	0	36	4	0	13
<i>Alectoris rufa</i>	152	64	146	10	0	30
<i>Anthus pratensis</i>	0	0	0	2	0	7
<i>Anthus campestris</i>	52	0	59	0	0	0
<i>Carduelis chloris</i>	59	9	81	155	66	272
<i>Carduelis cannabina</i>	254	58	278	68	28	108
<i>Carduelis carduelis</i>	52	0	102	15	0	39
<i>Certhia brachydactyla</i>	0	0	0	12	0	37
<i>Chersophilus duponti</i>	9	0	13	0	0	0
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	0	0	0	19	0	50
<i>Columba palumbus</i>	44	10	55	5	0	16
<i>Corvus corone</i>	11	0	19	9	0	21
<i>Coturnix coturnix</i>	4	0	5	3	0	11
<i>Cuculus canorus</i>	17	6	17	0	0	0
<i>Cyanopica cyana</i>	36	2	39	10	0	24
<i>Emberiza cia</i>	309	80	308	90	21	158
<i>Emberiza cirrus</i>	134	18	127	5	0	14
<i>Erithacus rubecula</i>	8	0	25	185	107	262
<i>Fringilla coelebs</i>	774	247	647	130	32	229
<i>Galerida theklae</i>	178	2	237	15	0	33
<i>Garrulus glandarius</i>	2	0	5	0	0	0
<i>Hippolais polyglotta</i>	7	0	20	0	0	0
<i>Lanius meridionalis</i>	0	0	0	1	0	3
<i>Lanius senador</i>	45	1	54	0	0	0
<i>Lullula arborea</i>	308	125	276	5	0	14
<i>Miliaria calandra</i>	78	2	99	14	0	34
<i>Monticola solitarius</i>	10	0	14	0	0	0
<i>Motacilla alba</i>	3	0	8	0	0	0
<i>Motacilla cinerea</i>	46	0	67	0	0	0
<i>Oenanthe hispanica</i>	50	0	84	0	0	0

**Apéndice 5.4** (cont.)

<b>Especie</b>	<b>Primavera</b>			<b>Invierno</b>		
	<b>media</b>	<b>mínimo</b>	<b>máximo</b>	<b>media</b>	<b>mínimo</b>	<b>máximo</b>
<i>Parus caeruleus</i>	28	0	28	35	4	73
<i>Parus cristatus</i>	16	0	40	95	12	179
<i>Parus major</i>	52	0	58	19	0	51
<i>Petronia petronia</i>	194	0	266	60	0	179
<i>Phoenichurus ochruros</i>	10	0	17	2	0	6
<i>Phylloscopus bonelli</i>	173	30	166	0	0	0
<i>Picus viridis</i>	3	0	9	3	0	9
<i>Prunella modularis</i>	0	0	0	5	0	14
<i>Regulus ignicapillus</i>	164	26	175	26	0	58
<i>Saxicola torquata</i>	3	0	8	0	0	0
<i>Serinus serinus</i>	494	187	466	10	0	27
<i>Sturnus unicolor</i>	10	0	20	19	0	60
<i>Sylvia cantillans</i>	163	25	209	0	0	0
<i>Sylvia conspicillata</i>	10	0	25	0	0	0
<i>Sylvia communis</i>	28	0	87	0	0	0
<i>Sylvia hortensis</i>	86	27	72	0	0	0
<i>Sylvia undata</i>	164	40	141	14	0	35
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0	0	0	13	0	40
<i>Turdus iliacus</i>	0	0	0	3927	998	6856
<i>Turdus merula</i>	486	224	391	337	235	440
<i>Turdus pilaris</i>	0	0	0	2225	0	5626
<i>Turdus philomelos</i>	0	0	0	3296	1223	5372
<i>Turdus viscivorus</i>	28	0	35	187	48	326
<i>Upupa epops</i>	9	1	10	0	0	0

**Apéndice 5.5.** Número medio de individuos de las especies de aves comunes en los **encinares** del Parque Natural de la Hoces del Riaza en primavera e invierno. Se dan los mínimos y máximos calculado para un intervalo de confianza del 95%.

Especie	Primavera			Invierno		
	media	mínimo	máximo	media	mínimo	máximo
<i>Aegithalos caudatus</i>	103	16	201	71	5	136
<i>Alectoris rufa</i>	4	0	12	20	0	50
<i>Anthus campestris</i>	4	0	13	0	0	0
<i>Carduelis chloris</i>	0	0	0	46	0	105
<i>Carduelis cannabina</i>	9	0	24	13	0	34
<i>Carduelis carduelis</i>	36	0	92	0	0	0
<i>Carduelis spinus</i>	0	0	0	23	0	72
<i>Certhia brachydactyla</i>	10	0	31	20	0	48
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	0	0	0	39	0	97
<i>Columba palumbus</i>	42	15	69	19	0	43
<i>Corvus corone</i>	5	0	16	5	0	16
<i>Cuculus canorus</i>	5	0	11	0	0	0
<i>Cyanopica cyana</i>	40	0	89	83	1	203
<i>Emberiza cia</i>	88	21	155	18	0	47
<i>Emberiza cirius</i>	0	0	0	7	0	23
<i>Erithacus rubecula</i>	222	101	343	386	187	585
<i>Fringilla coelebs</i>	812	499	1125	139	42	237
<i>Galerida theklae</i>	30	0	95	6	0	19
<i>Garrulus glandarius</i>	3	0	9	9	0	19
<i>Hippolais polyglotta</i>	11	0	33	0	0	0
<i>Lanius senador</i>	7	0	22	0	0	0
<i>Lullula arborea</i>	123	61	186	0	0	0
<i>Oenanthe hispanica</i>	5	0	16	0	0	0
<i>Oenanthe oenanthe</i>	4	0	11	0	0	0
<i>Oriolus oriolus</i>	5	0	15	0	0	0
<i>Parus caeruleus</i>	43	0	99	185	54	316
<i>Parus cristatus</i>	26	0	70	17	0	54
<i>Parus major</i>	61	10	123	104	25	192
<i>Petronia petronia</i>	15	0	48	15	0	39
<i>Phoenichurus ochruros</i>	18	1	38	0	0	0
<i>Phylloscopus bonelli</i>	275	143	408	0	0	0

**Apéndice 5.5** (cont.)

<b>Especie</b>	<b>Primavera</b>			<b>Invierno</b>		
	<b>media</b>	<b>mínimo</b>	<b>máximo</b>	<b>media</b>	<b>mínimo</b>	<b>máximo</b>
<i>Phylloscopus collybita</i>	0	0	0	12	0	29
<i>Picus viridis</i>	0	0	0	5	0	15
<i>Regulus ignicapillus</i>	240	116	365	106	0	242
<i>Serinus serinus</i>	141	39	243	16	0	35
<i>Streptopelia turtur</i>	15	0	48	0	0	0
<i>Sturnus unicolor</i>	5	0	16	0	0	0
<i>Sylvia atricapilla</i>	17	0	55	0	0	0
<i>Sylvia cantillans</i>	128	37	218	0	0	0
<i>Sylvia hortensis</i>	12	0	25	0	0	0
<i>Sylvia undata</i>	6	0	18	0	0	0
<i>Troglodytes troglodytes</i>	11	0	33	32	0	85
<i>Turdus iliacus</i>	0	0	0	237	97	378
<i>Turdus merula</i>	337	202	472	505	315	695
<i>Turdus pilaris</i>	0	0	0	40	0	98
<i>Turdus philomelos</i>	4	0	11	636	12	1261
<i>Turdus viscivorus</i>	0	0	0	48	3	104
<i>Upupa epops</i>	1	0	2	0	0	0

**Apéndice 5.6.** Número medio de individuos de las especies de aves comunes en los **quejigares** del Parque Natural de la Hoces del Riaza en primavera e invierno. Se dan los mínimos y máximos calculado para un intervalo de confianza del 95%.

Especie	Primavera			Invierno		
	media	mínimo	máximo	media	mínimo	máximo
<i>Aegithalos caudatus</i>	111	4	220	174	32	316
<i>Alectoris rufa</i>	13	0	29	0	0	0
<i>Anthus pratensis</i>	0	0	0	3	0	10
<i>Anthus campestris</i>	3	0	11	0	0	0
<i>Carduelis chloris</i>	0	0	0	68	3	144
<i>Carduelis cannabina</i>	36	0	90	8	0	21
<i>Carduelis carduelis</i>	10	0	31	0	0	0
<i>Certhia brachydactyla</i>	8	0	25	0	0	0
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	0	0	0	38	0	98
<i>Columba palumbus</i>	12	3	22	1	0	4
<i>Corvus corone</i>	6	0	17	10	0	21
<i>Cuculus canorus</i>	4	0	8	0	0	0
<i>Cyanopica cyana</i>	94	6	190	165	0	445
<i>Emberiza cia</i>	182	78	286	62	2	123
<i>Emberiza cirius</i>	30	0	61	24	0	68
<i>Erithacus rubecula</i>	16	0	43	96	22	171
<i>Fringilla coelebs</i>	596	361	832	65	18	111
<i>Lullula arborea</i>	70	29	110	2	0	8
<i>Luscinia megarhynchos</i>	17	0	55	0	0	0
<i>Oenanthe oenanthe</i>	3	0	9	0	0	0
<i>Oriolus oriolus</i>	72	17	128	0	0	0
<i>Parus caeruleus</i>	129	32	233	64	6	128
<i>Parus cristatus</i>	0	0	0	7	0	22
<i>Parus major</i>	121	28	214	5	0	16
<i>Petronia petronia</i>	8	0	27	4	0	13
<i>Phylloscopus bonelli</i>	499	371	628	0	0	0
<i>Picus viridis</i>	0	0	0	4	0	12
<i>Regulus ignicapillus</i>	17	0	37	17	0	55
<i>Saxicola torquata</i>	7	0	17	0	0	0
<i>Serinus serinus</i>	107	27	186	0	0	0
<i>Streptopelia turtur</i>	13	0	40	0	0	0

**Apéndice 5. 6** (cont.)

<b>Especie</b>	<b>Primavera</b>			<b>Invierno</b>		
	<b>media</b>	<b>mínimo</b>	<b>máximo</b>	<b>media</b>	<b>mínimo</b>	<b>máximo</b>
<i>Sylvia cantillans</i>	116	33	199	0	0	0
<i>Sylvia hortensis</i>	3	0	8	0	0	0
<i>Troglodytes troglodytes</i>	9	0	27	0	0	0
<i>Turdus iliacus</i>	0	0	0	35	0	76
<i>Turdus merula</i>	223	132	313	178	50	307
<i>Turdus philomelos</i>	0	0	0	237	25	448
<i>Turdus viscivorus</i>	3	0	10	52	0	110
<i>Upupa epops</i>	1	0	4	0	0	0

**Apéndice 5.7.** Distribución del número medio de individuos por hábitat en **primavera**. Se señala el hábitat la población más numerosa.

Especie	Primavera					
	Soto	Cultivo	Páramo	Sabinar	Encinar	Quejigar
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	12	0	0	0	0	0
<i>Aegithalos caudatus</i>	17	0	0	25	103	111
<i>Alauda arvensis</i>	0	568	545	20	0	0
<i>Alectoris rufa</i>	5	348	203	152	4	13
<i>Anthus campestris</i>	0	0	177	52	4	3
<i>Anthus trivialis</i>	5	0	0	0	0	0
<i>Calandrella brachydactyla</i>	0	31	18	0	0	0
<i>Carduelis chloris</i>	12	86	0	59	0	0
<i>Carduelis cannabina</i>	1	707	403	254	9	36
<i>Carduelis carduelis</i>	65	561	104	52	36	10
<i>Certhia brachydactyla</i>	34	23	0	0	10	8
<i>Cettia cettia</i>	115	0	0	0	0	0
<i>Chersophilus duponti</i>	0	0	97*	9	0	0
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Columba palumbus</i>	3	336	13	44	42	12
<i>Corvus corone</i>	1	60	0	11	5	6
<i>Coturnix coturnix</i>	0	53	0	4	0	0
<i>Cuculus canorus</i>	1	17	13	17	5	4
<i>Cyanopica cyana</i>	3	0	0	36	40	94
<i>Dendrocopos major</i>	8	0	0	0	0	0
<i>Emberiza cia</i>	1	14	113	309	88	182
<i>Emberiza cirius</i>	23	105	0	134	0	30
<i>Erithacus rubecula</i>	33	0	0	8	222	16
<i>Ficedula hypoleuca</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Fringilla coelebs</i>	151	187	43	774	812	596
<i>Galerida cristata</i>	0	552	0	0	0	0
<i>Galerida theklae</i>	0	14	912	178	30	0
<i>Garrulus glandarius</i>	0	0	0	2	3	0
<i>Hippolais polyglotta</i>	1	0	0	7	11	0
<i>Jynx torquilla</i>	1	13	0	0	0	0
<i>Lanius meridionalis</i>	0	0	8	0	0	0
<i>Lanius senator</i>	1	130	0	45	7	0
<i>Lanius collurio</i>	0	108	0	0	0	0

**Apéndice 5.7 (cont.)**

<b>Especie</b>	<b>Primavera</b>					
	<b>Soto</b>	<b>Cultivo</b>	<b>Páramo</b>	<b>Sabinar</b>	<b>Encinar</b>	<b>Quejigar</b>
<i>Lullula arborea</i>	0	105	109	308	123	70
<i>Luscinia megarhynchos</i>	120	101	0	0	0	17
<i>Melanocorypha calandra</i>	0	130	4	0	0	0
<i>Miliaria calandra</i>	5	885	39	78	0	0
<i>Monticola solitarius</i>	0	0	13	10	0	0
<i>Motacilla alba</i>	2	0	0	3	0	0
<i>Motacilla cinera</i>	6	0	0	46	0	0
<i>Motacilla flava</i>	0	324	0	0	0	0
<i>Muscicapa striata</i>	10	0	0	0	0	0
<i>Oenanthe hispanica</i>	0	25	268	50	5	0
<i>Oenanthe oenanthe</i>	0	51	32	0	4	3
<i>Oriolus oriolus</i>	21	22	0	0	5	72
<i>Parus caeruleus</i>	28	17	0	28	43	129
<i>Parus cristatus</i>	0	0	0	16	26	0
<i>Parus major</i>	35	0	0	52	61	121
<i>Passer domesticus</i>	21	652	0	0	0	0
<i>Passer montanus</i>	5	378	0	0	0	0
<i>Petronia petronia</i>	10	231	27	194	15	8
<i>Phoenichurus ochruros</i>	1	0	0	10	18	0
<i>Phylloscopus bonelli</i>	21	23	0	173	275	499
<i>Phylloscopus collybita</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Phylloscopus ibericus</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Picus viridis</i>	7	11	0	3	0	0
<i>Regulus ignicapillus</i>	9	0	0	164	240	17
<i>Saxicola torquata</i>	3	68	51	3	0	7
<i>Serinus serinus</i>	62	206	19	494	141	107
<i>Streptopelia decaocto</i>	0	19	0	0	0	0
<i>Streptopelia turtur</i>	30	36	0	0	15	13
<i>Sturnus unicolor</i>	40	62	37	10	5	0
<i>Sylvia atricapilla</i>	188	41	0	0	17	0
<i>Sylvia borin</i>	4	0	0	0	0	0
<i>Sylvia cantillans</i>	2	0	62	163	128	116
<i>Sylvia conspicillata</i>	0	0	69	10	0	0
<i>Sylvia communis</i>	0	0	0	28	0	0



**Apéndice 5.7 (cont.)**

<b>Especie</b>	<b>Primavera</b>					
	<b>Soto</b>	<b>Cultivo</b>	<b>Páramo</b>	<b>Sabinar</b>	<b>Encinar</b>	<b>Quejigar</b>
<i>Sylvia hortensis</i>	0	19	17	86	12	3
<i>Sylvia undata</i>	0	28	41	164	6	0
<i>Troglodytes troglodytes</i>	121	0	0	0	11	9
<i>Turdus merula</i>	79	142	38	486	337	223
<i>Turdus philomelos</i>	10	0	0	0	4	0
<i>Turdus viscivorus</i>	0	9	0	28	0	3
<i>Upupa epops</i>	0	12	11	9	1	1

**Apéndice 5.8.** Distribución del número medio de individuos por hábitat en **invierno**. Se señala el hábitat la población más numerosa.

Especie	Invierno					
	Soto	Cultivo	Páramo	Sabinar	Encinar	Quejigar
<i>Aegithalos caudatus</i>	27	15	0	36	71	174
<i>Alauda arvensis</i>	0	99	18	4	0	0
<i>Alectoris rufa</i>	2	311	217	10	20	0
<i>Anthus pratensis</i>	0	0	0	2	0	3
<i>Carduelis chloris</i>	5	47	0	155	46	68
<i>Carduelis cannabina</i>	0	1562	11	68	13	8
<i>Carduelis carduelis</i>	25	1151	21	15	0	0
<i>Carduelis spinus</i>	0	0	0	0	23	0
<i>Certhia brachydactyla</i>	35	0	0	12	20	0
<i>Cettia cettia</i>	7	0	0	0	0	0
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	28	0	0	19	39	38
<i>Columba palumbus</i>	2	250	0	5	19	1
<i>Corvus corone</i>	4	72	0	9	5	10
<i>Cyanopica cyana</i>	7	206	0	10	83	165
<i>Dendrocopos major</i>	17	0	0	0	0	0
<i>Emberiza cia</i>	1	513	31	90	18	62
<i>Emberiza cirius</i>	23	105	0	5	7	24
<i>Erithacus rubecula</i>	51	31	0	185	386	96
<i>Fringilla coelebs</i>	125	2312	0	130	139	65
<i>Galerida cristata</i>	0	456	0	0	0	0
<i>Galerida theklae</i>	0	229	552	15	6	0
<i>Garrulus glandarius</i>	0	0	10	0	9	0
<i>Lanius meridionalis</i>	0	0	3	1	0	0
<i>Lullula arborea</i>	0	0	0	5	0	2
<i>Melanocorypha calandra</i>	0	27	0	0	0	0
<i>Miliaria calandra</i>	1	711	0	14	0	0
<i>Motacilla alba</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Motacilla cinera</i>	8	0	0	0	0	0
<i>Parus caeruleus</i>	45	34	0	35	185	64
<i>Parus cristatus</i>	0	0	0	95	17	7
<i>Parus major</i>	37	87	0	19	104	5
<i>Passer domesticus</i>	2	1569	0	0	0	0
<i>Passer montanus</i>	0	1998	0	0	0	0

**Apéndice 5.8** (cont.)

Especie	Invierno					
	Soto	Cultivo	Páramo	Sabinar	Encinar	Quejigar
<i>Petronia petronia</i>	7	341	0	60	15	4
<i>Phoenichurus ochruros</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Phylloscopus collybita</i>	3	0	0	0	12	0
<i>Picus viridis</i>	5	0	0	3	5	4
<i>Prunella modularis</i>	0	0	0	5	0	0
<i>Regulus ignicapillus</i>	5	0	0	26	106	17
<i>Serinus serinus</i>	5	0	0	10	16	0
<i>Streptopelia decaocto</i>	0	97	0	0	0	0
<i>Sturnus unicolor</i>	5	25	0	19	0	0
<i>Sylvia undata</i>	0	14	52	14	0	0
<i>Troglodytes troglodytes</i>	57	0	0	13	32	0
<i>Turdus iliacus</i>	65	1892	0	3927	237	35
<i>Turdus merula</i>	101	154	10	337	505	178
<i>Turdus pilaris</i>	1	0	0	2225	40	0
<i>Turdus philomelos</i>	97	607	45	3296	636	237
<i>Turdus viscivorus</i>	2	38	14	187	48	52

**Apéndice 5.9.** Media ( $\bar{x}$ ), varianza ( $S^2$ ) e índice de agregación ( $S^2/\bar{x}$ ) de las abundancias estimadas para las diferentes especies. Estos valores se han calculado sobre los transectos efectuados en medios abiertos y forestados según las preferencias de las especies. Se marcan aquellas especies con índices de agregación superiores a 10.

Especie	Primavera			Invierno		
	$\bar{x}$	$S^2$	$S^2/\bar{x}$	$\bar{x}$	$S^2$	$S^2/\bar{x}$
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	0,44	13,88	31,55			
<i>Aegithalos caudatus</i>	1,62	13,64	8,42	2,29	33,13	14,47
<i>Alauda arvensis</i>	4,89	15,33	3,13	0,46	2,53	5,50
<i>Alectoris rufa</i>	2,34	7,29	3,12	2,27	36,82	16,22
<i>Anthus pratensis</i>				0,03	0,06	2,00
<i>Anthus campestris</i>	0,89	3,25	3,65			
<i>Anthus trivialis</i>	0,18	2,13	11,83			
<i>Calandrella brachydactyla</i>	0,21	1,08	5,14			
<i>Carduelis chloris</i>	0,71	2,82	3,97	1,64	15,21	9,27
<i>Carduelis cannabina</i>	4,70	208,47	44,36	5,93	435,07	73,37
<i>Carduelis carduelis</i>	2,80	36,58	13,06	4,43	364,55	82,29
<i>Carduelis spinus</i>				0,09	1,08	12,00
<i>Certhia brachydactyla</i>	1,29	12,30	9,53	1,40	12,59	8,99
<i>Cettia cettia</i>	4,12	81,25	19,72	0,25	2,04	8,16
<i>Chersophilus duponti</i>	0,49	1,71	3,49			
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	0,03	0,13	4,33	1,45	37,45	25,83
<i>Columba palumbus</i>	0,53	0,81	1,53	0,94	53,08	56,47
<i>Corvus corone</i>	0,23	0,45	1,96	0,27	1,05	3,89
<i>Coturnix coturnix</i>	0,20	0,56	2,80	0,02	0,06	3,00
<i>Cuculus canorus</i>	0,15	0,04	0,27			
<i>Cyanopica cyana</i>	0,84	4,74	5,64	1,41	37,18	26,37
<i>Dendrocopos major</i>	0,29	1,57	5,41	0,62	4,57	7,37
<i>Emberiza cia</i>	2,45	16,09	6,57	2,08	39,33	18,91
<i>Emberiza cirrus</i>	1,43	10,18	7,12	1,00	12,92	12,92
<i>Erithacus rubecula</i>	2,18	12,16	5,58	4,94	39,90	8,08
<i>Fringilla coelebs</i>	14,18	115,84	8,17	8,69	3981,36	458,15
<i>Galerida cristata</i>	2,07	12,99	6,28	1,71	18,84	11,02
<i>Galerida theklae</i>	4,67	47,29	10,13	3,65	35,00	9,59
<i>Garrulus glandarius</i>	0,03	0,05	1,67	0,03	0,05	1,67
<i>Hippolais polyglotta</i>	0,12	0,69	5,75			
<i>Jynx torquilla</i>	0,04	0,13	3,25			

**Apéndice 5.9** (cont.)

Especie	Primavera			Invierno		
	X	S <sup>2</sup>	S <sup>2</sup> / X	X	S <sup>2</sup>	S <sup>2</sup> / X
<i>Lanius meridionalis</i>	0,04	0,03	0,75	0,01	0,01	1,00
<i>Lanius senator</i>	0,49	2,50	5,10			
<i>Lullula arborea</i>	2,07	7,86	3,80			
<i>Luscinia megarhynchos</i>	4,37	100,16	22,92			
<i>Melanocorypha calandra</i>	0,51	1,73	3,39	0,10	0,32	3,20
<i>Miliaria calandra</i>	3,53	18,14	5,14	2,67	44,72	16,75
<i>Monticola solitarius</i>	0,07	0,27	3,86			
<i>Motacilla alba</i>	0,10	0,32	3,20	0,05	0,12	2,40
<i>Motacilla cinera</i>	0,36	4,43	12,31	0,27	2,21	8,19
<i>Motacilla flava</i>	1,22	33,70	27,62			
<i>Muscicapa striata</i>	0,35	4,21	12,03			
<i>Oenanthe hispanica</i>	1,45	8,39	5,79			
<i>Oenanthe oenanthe</i>	0,35	0,69	1,97			
<i>Oriolus oriolus</i>	1,12	4,52	4,04			
<i>Parus caeruleus</i>	1,85	11,51	6,22	2,85	21,87	7,67
<i>Parus cristatus</i>	0,20	1,20	6,00	0,70	11,14	15,91
<i>Parus major</i>	2,21	12,95	5,86	1,88	16,06	8,54
<i>Passer domesticus</i>	2,45	70,49	28,77	5,90	1034,56	175,35
<i>Passer montanus</i>	1,42	90,99	64,08	7,51	3385,06	450,74
<i>Petronia petronia</i>	1,14	23,78	20,86	1,28	23,67	18,49
<i>Phoenichurus ochruros</i>	0,14	0,24	1,71	0,01	0,02	2,00
<i>Phylloscopus bonelli</i>	4,79	26,78	5,59			
<i>Phylloscopus collybita</i>	0,07	0,22	3,14	0,16	0,94	5,87
<i>Phylloscopus ibericus</i>	0,02	0,07	3,50			
<i>Picus viridis</i>	0,27	1,09	4,04	0,24	0,64	2,67
<i>Prunella modularis</i>				0,03	0,12	4,00
<i>Regulus ignicapillus</i>	1,97	9,85	5,00	0,85	6,68	7,86
<i>Saxicola torquata</i>	0,51	1,71	3,35			
<i>Serinus serinus</i>	5,31	38,07	7,17	0,29	2,00	6,90
<i>Streptopelia decaocto</i>	0,07	0,32	4,57	0,36	7,95	22,08
<i>Streptopelia turtur</i>	0,14	0,55	3,93			
<i>Sturnus unicolor</i>	0,42	2,08	4,95	0,09	0,52	5,78
<i>Sylvia atricapilla</i>	6,78	162,43	23,96			
<i>Sylvia borin</i>	0,14	0,80	5,71			

**Apéndice 5.9** (cont.)

Especie	Primavera			Invierno		
	X	S <sup>2</sup>	S <sup>2</sup> / X	X	S <sup>2</sup>	S <sup>2</sup> / X
<i>Sylvia cantillans</i>	1,84	10,74	5,84			
<i>Sylvia conspicillata</i>	0,35	0,92	2,63			
<i>Sylvia communis</i>	0,18	4,30	23,89			
<i>Sylvia hortensis</i>	0,37	0,62	1,68			
<i>Sylvia undata</i>	0,59	2,66	4,51	0,31	0,90	2,90
<i>Troglodytes troglodytes</i>	4,43	68,06	15,36	2,25	29,21	12,98
<i>Turdus iliacus</i>				28,17	13849,79	491,65
<i>Turdus merula</i>	7,11	28,56	4,02	8,52	72,52	8,51
<i>Turdus pilaris</i>				14,20	14901,62	1049,41
<i>Turdus philomelos</i>	0,38	0,88	2,32	27,84	8035,99	288,65
<i>Turdus viscivorus</i>	0,14	0,28	2,00	1,67	21,48	12,86
<i>Upupa epops</i>	0,10	0,04	0,40			

**Apéndice 7.1.** Comunidades típicas de los distintos tipos de hábitat en el PNHR durante la época reproductora (primavera); en rojo se señalan las especies exclusivas de cada uno.

	soto	cultivo	páramo	sabinar	encinar	quejigar
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	X					
<i>Aegithalos caudatus</i>					X	X
<i>Alauda arvensis</i>		X	X	X		
<i>Alectoris rufa</i>		X	X	X		
<i>Anthus campestris</i>			X			
<i>Anthus trivialis</i>	X					
<i>Calandrella brachydactyla</i>	X	X				
<i>Carduelis chloris</i>	X	X		X		
<i>Carduelis cannabina</i>		X	X	X		
<i>Carduelis carduelis</i>	X	X	X			
<i>Certhia brachydactyla</i>	X					
<i>Cettia cettia</i>	X					
<i>Chersophilus duponti</i>			X			
<i>Columba palumbus</i>		X				
<i>Corvus corone</i>		X				
<i>Coturnix coturnix</i>		X		X		
<i>Cyanopica cyana</i>						X
<i>Dendrocopos major</i>	X					
<i>Emberiza cia</i>			X	X	X	X
<i>Emberiza cirulus</i>		X		X		
<i>Erithacus rubecula</i>	X				X	
<i>Fringilla coelebs</i>	X	X		X	X	X
<i>Galerida cristata</i>		X				
<i>Galerida theklae</i>			X	X		
<i>Garrulus glandarius</i>				X	X	
<i>Hippolais polyglotta</i>	X			X	X	
<i>Lanius meridionalis</i>			X			
<i>Lanius senator</i>		X				
<i>Lanius collurio</i>		X				
<i>Lullula arborea</i>		X	X	X	X	X
<i>Luscinia megarhynchos</i>	X	X				X
<i>Melanocorypha calandra</i>	X					
<i>Miliaria calandra</i>		X	X	X		
<i>Motacilla alba</i>	X					
<i>Motacilla cinera</i>	X					
<i>Motacilla flava</i>		X				
<i>Muscicapa striata</i>	X					
<i>Oenanthe hispanica</i>			X			

**Apéndice 7.1** (cont.)

	soto	cultivo	páramo	sabinar	encinar	quejigar
<i>Oriolus oriolus</i>						X
<i>Parus caeruleus</i>	X					X
<i>Parus cristatus</i>				X	X	
<i>Parus major</i>	X				X	X
<i>Passer domesticus</i>	X	X				
<i>Passer montanus</i>	X	X				
<i>Petronia petronia</i>		X		X		
<i>Phylloscopus bonelli</i>				X	X	X
<i>Phylloscopus collybita</i>	X					
<i>Phylloscopus ibericus</i>	X					
<i>Picus viridis</i>	X	X		X		
<i>Regulus ignicapillus</i>				X	X	
<i>Saxicola torquata</i>		X				
<i>Serinus serinus</i>	X	X		X	X	X
<i>Streptopelia decaocto</i>		X				
<i>Streptopelia turtur</i>	X					
<i>Sturnus unicolor</i>	X	X				
<i>Sylvia atricapilla</i>	X	X			X	
<i>Sylvia borin</i>	X					
<i>Sylvia cantillans</i>				X	X	X
<i>Sylvia conspicillata</i>			X	X		
<i>Sylvia communis</i>				X		
<i>Sylvia undata</i>				X		
<i>Troglodytes troglodytes</i>	X				X	X
<i>Turdus merula</i>	X	X		X	X	X
<i>Turdus philomelos</i>	X				X	
<i>Turdus viscivorus</i>		X		X		X



**Apéndice 7.2.** Comunidades típicas de los distintos tipos de hábitat en el PNHR en época invernal; en color rojo se señalan las especies exclusivas de cada uno.

	soto	cultivo	páramo	sabinar	encinar	quejigar
<i>Aegithalos caudatus</i>	X				X	X
<i>Alauda arvensis</i>		X	X	X		
<i>Alectoris rufa</i>		X	X		X	
<i>Anthus pratensis</i>				X		X
<i>Carduelis chloris</i>				X	X	X
<i>Carduelis cannabina</i>		X	X	X		X
<i>Carduelis carduelis</i>	X	X	X			
<i>Carduelis spinus</i>					X	
<i>Certhia brachydactyla</i>	X			X	X	
<i>Cettia cettia</i>	X					
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	X				X	X
<i>Columba palumbus</i>		X			X	
<i>Corvus corone</i>	X					X
<i>Cyanopica cyana</i>	X	X			X	X
<i>Dendrocopos major</i>	X					
<i>Emberiza cia</i>		X	X	X	X	X
<i>Emberiza cirius</i>	X	X				X
<i>Erithacus rubecula</i>	X			X	X	X
<i>Fringilla coelebs</i>	X	X		X	X	X
<i>Galerida cristata</i>		X				
<i>Galerida theklae</i>		X	X			
<i>Garrulus glandarius</i>			X		X	
<i>Lanius excubitor</i>			X	X		
<i>Lullula arborea</i>				X		X
<i>Melanocorypha calandra</i>		X				
<i>Miliaria calandra</i>	X	X		X		
<i>Motacilla alba</i>	X					
<i>Motacilla cinerea</i>	X					
<i>Parus caeruleus</i>	X				X	X
<i>Parus cristatus</i>				X	X	X
<i>Parus major</i>	X	X		X	X	
<i>Passer domesticus</i>	X	X				
<i>Passer montanus</i>		X				
<i>Petronia petronia</i>	X	X		X	X	
<i>Phoenichurus ochruros</i>				X		
<i>Phylloscopus collybita</i>	X				X	
<i>Picus viridis</i>	X					
<i>Prunella modularis</i>				X		

**Apéndice 7.2** (cont.)

	soto	cultivo	páramo	sabinar	encinar	quejigar
<i>Regulus ignicapillus</i>	X				X	X
<i>Serinus serinus</i>	X			X	X	
<i>Streptopelia decaocto</i>		X				
<i>Sturnus unicolor</i>	X	X		X		
<i>Sylvia undata</i>		X	X	X		
<i>Troglodytes troglodytes</i>	X			X	X	
<i>Turdus iliacus</i>	X	X		X	X	X
<i>Turdus merula</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Turdus pilaris</i>	X			X	X	
<i>Turdus philomelos</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Turdus viscivorus</i>			X	X	X	X

**Apéndice 8.1.** Clasificación de los transectos de soto y de sabinar realizados en el PNHR según su uso público. Se indica el número y la ubicación de cada transecto según sectores (AI a DII; ver De Juana et al. 2008), y los valores de la riqueza (Ri) y abundancia (Ab) de aves obtenidos en época reproductiva (pri) e invernal (inv) en los dos años de estudio (2008-09 y 2009-10).

nº	ubicación	hábitat	uso	Ri pri 1ª	Ri pri 2ª	Ab pri 1ª	Ab pri 2ª	Ri inv 1º	Ri inv 2º	Ab inv 1º	Ab inv 2º
1	AI.01-02	sabinar	sin	6	5	67,8	52,8	6	2	46,1	26,8
2	AI.02-03	sabinar	sin	6	6	53,4	55,1	3	0	17,3	0,0
18	All.09-10	sabinar	sin	12	9	61,4	63,9	9	0	422,5	13,7
19	All.10-11	sabinar	sin	14	8	146,3	90,4	10	4	449,3	39,1
20	All.11-12	sabinar	con	11	9	67,7	85,5	10	4	489,8	89,5
32	BI.08-09	sabinar	sin	5	5	60,5	54,4	7	0	134,4	0,0
33	BI.09-10	sabinar	sin	5	6	42,4	46,0	7	2	168,4	13,2
38	BII.01-02	sabinar	con	5	3	55,1	62,9	6	5	158,5	58,5
39	BII.02-03	sabinar	con	8	7	49,1	30,9	6	1	153,2	16,3
40	BII.03-04	sabinar	sin	3	4	43,8	33,8	7	0	1236,5	10,4
41	BII.04-05	sabinar	sin	6	5	45,2	44,5	7	0	1203,1	0,0
42	BII.05-06	sabinar	con	3	5	44,6	50,5	9	2	1381,1	12,0
43	BII.07-08	sabinar	con	7	5	49,7	43,7	6	1	439,6	11,6
74	DI.01-02	sabinar	con	6	7	84,4	91,3	8	2	1705,6	27,0
75	DI.03-04	sabinar	sin	10	7	102,8	71,5	7	0	541,9	9,0
76	DI.04-05	sabinar	sin	6	2	46,8	26,4	3	2	69,6	22,0
77	DI.06-07	sabinar	con	6	5	57,9	43,1	5	2	74,8	26,0
86	DII.01-02	sabinar	sin	9	7	105,6	104,0	10	7	270,3	102,3
87	DII.02-03	sabinar	sin	10	12	102,6	99,7	7	6	68,0	52,3
88	DII.03-04	sabinar	sin	10	7	91,9	79,1	4	2	48,7	14,4
9	AI.11-12	soto	con	15	14	238,0	188,5	9	4	426,7	22,5
10	AI.12-13	soto	con	18	12	218,3	214,1	7	8	76,8	83,8
11	AI.13-14	soto	con	19	17	226,4	180,0	11	4	138,5	32,9
12	AI.14-15	soto	con	21	16	307,3	254,6	5	3	51,7	40,1
16	All.06-07	soto	sin	16	21	165,8	230,4	13	9	135,7	86,3
17	All.07-08	soto	con	21	16	187,8	158,2	14	11	414,4	80,8
21	All.13-14	soto	con	18	20	189,1	234,5	9	7	75,9	52,8
22	All.14-15	soto	con	22	19	240,8	301,6	8	3	67,3	16,7
23	All.15-16	soto	con	18	21	253,7	258,9	9	5	99,3	39,4
24	All.16-17	soto	con	20	20	266,1	213,1	16	11	123,5	168,6
36	BI.15-16	soto	sin	18	11	180,2	164,0	15	5	335,3	53,0
37	BI.16-17	soto	sin	10	14	70,9	130,2	8	5	272,3	53,0
47	BII.12-13	soto	con	12	14	87,9	88,1	11	3	188,0	50,9
48	BII.13-14	soto	sin	13	14	103,8	158,8	9	6	173,4	71,4
56	CI.08-09	soto	con	11	13	119,9	130,8	10	3	78,2	61,7
57	CI.09-10	soto	sin	7	12	72,0	69,5	7	3	50,6	23,4
58	CI.10-11	soto	con	11	15	80,1	153,2	9	3	90,3	14,7
59	CI.11-12	soto	con	20	13	152,5	144,5	3	5	24,0	45,0