

Tesis Doctoral



**Evaluación de métodos de seguimiento  
y de manejo de poblaciones de cernícalo  
primilla aplicados a su conservación**

**Esperanza Ursúa Sesma**

**2006**





Departamento de Biología  
Aplicada  
ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA  
C.S.I.C.



UNIVERSITAT DE BARCELONA



Departament de Biologia Animal  
UNIVERSITAT DE BARCELONA

TESIS DOCTORAL

**Evaluación de métodos de seguimiento y de manejo de  
poblaciones de cernícalo primilla aplicados a su conservación**

Memoria presentada por

**Esperanza Ursúa Sesma**

Para optar al título de

Doctora por la Universitat de Barcelona

Programa de doctorado Biologia Animal i Zoologia, bienio 1998-2000

VºBº de los directores

Dr. José Luis Tella Escobedo

Dra. Manuela González Forero

VºBº del tutor

Dr. Joaquim Gosálbez Noguera

A mis sobrinos, mis hermanos y mis padres.

“Les grandes personnes aiment les chiffres. (...)

Mais, bien sûr, nous qui comprenons la vie,  
nous nous moquons bien des numéros!”.

**Le Petit Prince (Saint-Exupéry).**

*A los mayores les gustan las cifras. (...)*

*Pero, por supuesto, nosotros que comprendemos la vida,  
nos burlamos tranquilamente de los números.*



## Índice

Introducción general	1
Objetivos	9
Material y métodos	13
Resultados	27
Capítulo 1. Desarrollo de un método eficiente de estima del tamaño poblacional	29
Capítulo 2. Desarrollo de un método de estima de la productividad poblacional y su tendencia	59
Capítulo 3. Descripción de dormideros premigratorios y propuesta de seguimiento	79
Capítulo 4. ¿Pueden los isótopos estables determinar el origen de los dispersantes premigratorios?	99
Capítulo 5. Cambios agrícolas y selección del hábitat de caza en el cernícalo primilla	131
Capítulo 6. Valoración de las causas de mortalidad y fracaso reproductor	155
Capítulo 7. Análisis de compuestos organoclorados y sus efectos en huevos de cernícalo primilla	181
Capítulo 8. Comportamiento de vuelo y riesgo de mortalidad en dormideros en subestaciones eléctricas	209
Discusión general	229
Conclusiones	243



## **INTRODUCCIÓN GENERAL**





## **La biología de la conservación**

La constante extinción de especies generó una creciente preocupación durante el siglo XX, no tanto por el hecho de la desaparición de determinadas especies sino por la pérdida de diversidad biológica que estaba suponiendo (Soulé 1985). La necesidad de preservar la biodiversidad se ha alzado como una preocupación de interés global, y así se han creado organizaciones y organismos, como WWF y IUCN, encargados de velar por el estado de la naturaleza y plantear posibles intervenciones que eviten daños irreparables, como la extinción de especies, y se han desarrollado legislaciones ambientales con la misma orientación. La respuesta en el entorno científico fue el desarrollo de la biología de la conservación (ver p.ej. Soulé y Orians 2001; Primack y Ros 2002), una disciplina “de crisis” (Soulé 1985) que ofreciera herramientas para conservar los valores ecológicos. Aunque inicialmente el punto de atención fueron las especies con valor económico para el hombre, se comprendió rápidamente que todas las especies tienen valor intrínseco, más allá de su utilidad inmediata, como parte interrelacionada de un sistema complejo que requería de todos sus elementos, volviendo así su interés hacia la conservación de especies amenazadas de extinción. De este modo se produjo el paso desde la protección de especies con interés económico para el hombre, hacia una biología de la conservación de los ecosistemas en su conjunto, independientemente del carácter de las especies que lo integran. Otra evolución en los planteamientos iniciales fue la determinación de que la conservación no puede limitarse a la creación de reservas, espacios donde se garantice las medidas precisas para la persistencia de las especies presentes, sino que debe extenderse a todo el territorio (Sæther y Jonsson 1991).

Aunque en un primer momento se aceptaba la incertidumbre con que muchas veces se tomaban las decisiones de gestión (Soulé 1985), era necesaria la obtención de información fiable para plantear medidas sólidas de conservación de las especies. Esto supone en gran medida la obtención de

series temporales largas de datos sobre las especies, poblaciones o ecosistemas que se pretenden conservar (Sæther y Jonsson 1991). Sin embargo estos seguimientos suponen un gran esfuerzo humano y económico que incrementa si se tienen en cuenta programas de conservación que abarcan grandes escalas geográficas. Es por esto optimizar los seguimientos en términos humanos y económicos manteniendo la eficacia de los mismos (Thomas 1996).

Desde los años ochenta, se ha generado mucha literatura científica sobre la biología de la conservación, lo cual ha motivado el nacimiento de revistas científicas enmarcadas bajo esta denominación (e.g. Conservation Biology, Biodiversity and Conservation, Biological Conservation). Sin embargo, siguen existiendo importantes lagunas en este campo. En primer lugar y como premisa previa a cualquier acción de conservación hay que completar el conocimiento básico sobre los hábitats y las especies que se pretenden conservar (Balmford *et al.* 2003). En segundo lugar es necesaria una unificación e interrelación entre las diferentes áreas o subdisciplinas que han surgido bajo el nexo común de la Biología de la Conservación.

Por otro lado, las investigaciones desarrolladas en el amplio marco de la biología de la conservación han seguido muy diversas vías, creándose incluso nuevas subdisciplinas. En ese sentido, es interesante que las distintas alternativas busquen los puntos de apoyo mutuo, en aras de una mejor comprensión del medio y por ello de las posibilidades de conservación, como han hecho algunos autores. Por ejemplo, Caughley (1994) describió dos líneas en la biología de la conservación, el paradigma de la población pequeña (“small-population paradigm”) y el paradigma de la población en declive (“declining-population paradigm”), interesadas en aspectos diferentes y con mucho que aportarse mutuamente. El análisis de las causas que producen el descenso poblacional de una especie (“declining-population paradigm”) ha permitido tomar importantes decisiones de gestión, y esto puede abordarse desde varios enfoques (Norris 2004), el uso del hábitat, la demografía y los

modelos de comportamiento. Los dos primeros, sobre los que se va a trabajar en esta tesis, tienen como limitación que basan las predicciones en lo que se sabe del momento presente o pasado, es decir modelan atendiendo a las características comportamentales y evolutivas en el momento actual. Sin embargo, a medida que se producen cambios en el medio va a haber cambios evolutivos en las especies objeto de interés, y es necesario conocerlos para integrarlos a la hora de desarrollar esas predicciones.

Pero quizá el punto más débil de la biología de la conservación hasta el momento sea el desfase que todavía existe entre la generación de estudios científicos y la aplicación de las propuestas. Está generalmente aceptado que es necesario hacer seguimiento de las poblaciones, analizar los factores que les afectan, sobre esta información crear planes de conservación, y continuar con el seguimiento para evaluar la validez de las medidas aplicadas, corregir los planteamientos, etc. (Díaz *et al.* 2001; Mace *et al.* 2001; Parr *et al.* 2003). Es decir, el vínculo entre investigadores y gestores parece obvio para que la conservación de la biodiversidad llegue a buen fin. Sin embargo, y a pesar de los grandes esfuerzos que se están haciendo para conservar la biodiversidad, tanto desde la investigación como de la gestión, la eficacia de las acciones de conservación sigue comprometida por la incertidumbre con que éstas se plantean (Sutherland *et al.* 2004). Pullin *et al.* (2004) investigaron el uso de información científica en la toma de decisiones de manejo para la conservación, y encontraron que la mayor parte de las acciones se decidían en base a experiencias previas, no a experimentos ni revisiones científicas. Así pues, aunque la ciencia ha ido creando unas bases teóricas dentro de la Biología de la Conservación, la aplicación de medidas de gestión para la conservación sigue siendo en cierto modo “de crisis”. Es en esta dirección donde deben reforzarse los esfuerzos, particularmente alentados por ejemplos satisfactorios (p.ej. Greenwood 2003).

## **El cernícalo primilla como modelo**

El cernícalo primilla (*Falco naumanni*, Fleischer 1818) en la Península Ibérica se mantiene ligado al ser humano, ya que nidifica principalmente en construcciones humanas y su hábitat de alimentación natural, la estepa, en esta región consiste principalmente en zonas de explotación agraria cerealista. Esta relación entre la especie y el hombre crea una oportunidad en cuanto a la posibilidad de trabajo con la especie. A pesar de eso, la especie no había estudiada hasta finales de los años ochenta, cuando se detectó el fuerte declive poblacional que había sufrido (González y Merino 1990). La alarma generada por este hallazgo ha motivado el estudio de la especie y gracias a ello disponemos actualmente de gran cantidad de información.

En el valle del Ebro, se ha realizado un seguimiento exhaustivo y continuado desde 1993 hasta 2000. Como se verá más adelante, esto ha supuesto durante años la búsqueda, identificación y seguimiento de todas las parejas de la especie dentro de Aragón, y desde 1999 de Navarra. Los datos disponibles y el estado de conocimiento de la especie han propiciado el escenario adecuado para buscar las respuestas a las cuestiones planteadas en esta tesis. No es frecuente contar con series de datos tan largas, completas y exhaustivas, y tampoco es habitual que se plantee la posibilidad de realizar seguimientos de este tipo en especies de vertebrados. Nuestros datos permiten explorar la potencialidad de un seguimiento tan exigente como base para el diseño de planes de gestión o incluso de investigación, apoyado además por un intenso conocimiento de la especie modelo.

El cernícalo primilla es una especie protegida tanto a escala internacional (catalogada como vulnerable por la IUCN (BirdLife International 2004)) como local (sensible a la alteración de su hábitat en Aragón, Decreto 49/1995, y en peligro de extinción en Navarra, Decreto Foral 563/1995) y sobre la que se están aplicando medidas de conservación. Este proyecto de investigación se desarrolla parcialmente dentro de un proyecto de colaboración con el Gobierno

de Aragón para la ejecución del Plan de Conservación del Hábitat del Cernícalo Primilla (Decreto 109/2000), permitiendo aunar investigación y gestión. Otras colaboraciones establecidas para el desarrollo del estudio han sido con el Departamento de Medio Ambiente de Gobierno de Navarra y con Red Eléctrica de España, ambas partes implicadas en garantizar la persistencia de la población estudiada. Como resultado, las conclusiones obtenidas de la investigación pueden ser directamente aplicables para la conservación de la especie objeto de estudio.

### **Bibliografía**

- Balmford, A., R. E. Green, y M. Jenkins. 2003. Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology & Evolution* **18**:326-330.
- BirdLifeInternational. 2004. *Falco naumanni*. 2004 IUCN Red List of Threatened Species.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *J Anim Ecology* **63**:215-244.
- Díaz, M., J. C. Illera, y D. Hedo. 2001. Strategic environmental assessment of plans and programs: a methodology for estimating effects on biodiversity. *Environmental Management* **28**:267-279.
- González, J. L., y M. Merino 1990. El cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en la Península Ibérica situación, problemática y aspectos biológicos. ICONA, Madrid.
- Greenwood, J. J. D. 2003. The monitoring of British breeding birds: a success story for conservation science? *The Science of The Total Environment* **310**:221-230.
- Mace, G. M., J. E. M. Baillie, S. R. Beissinger, y K. H. Redford. 2001. Assessment and management of species at risk in M. E. Soulé, and G.

- H. Orians, editors. Conservation biology. Research priorities for the next decade. Society for Conservation Biology, Washington.
- Norris, K. 2004. Managing threatened species: the ecological toolbox, evolutionary theory and declining-population paradigm. *J Appl Ecology* **41**:413-426.
- Parr, T. W., A. R. J. Sier, R. W. Battarbee, A. Mackay, y J. Burgess. 2003. Detecting environmental change: science and society--perspectives on long-term research and monitoring in the 21st century. *The Science of The Total Environment* **310**:1-8.
- Primack, R. B., y J. Ros 2002. Introducción a la biología de la conservación. Ariel, Barcelona.
- Pullin, A. S., T. M. Knight, D. A. Stone, y K. Charman. 2004. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biological Conservation* **119**:245-252.
- Sæther, B.-E., y B. Jonsson. 1991. Conservation biology faces reality. *Trends in Ecology & Evolution* **6**:37-38.
- Soulé, M. E. 1985. What is Conservation Biology? *Bioscience* **35**:727-734.
- Soulé, M. E., y G. H. Orians 2001. Conservation biology. Research priorities for the next decade. Society for Conservation Biology, Washington.
- Sutherland, W. J., A. S. Pullin, P. M. Dolman, y T. M. Knight. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **19**:305-308.
- Thomas, L. 1996. Monitoring long-term population change: why are there so many analysis methods? *Ecology* **77**:49-58.

## **OBJETIVOS**





## **Objetivos y estructura de esta Tesis**

El objetivo de esta tesis doctoral es desarrollar metodologías de seguimiento de una población, la de cernícalo primilla en el valle del Ebro, y plantear las intervenciones de manejo adecuadas. Para abordar este objetivo general se ha utilizado la información obtenida por el estudio a largo plazo de la población. Este estudio pretende explorar metodologías de trabajo exportables a otras poblaciones de la especie y a otras especies de características similares (p.ej. organización social, hábitat, etc).

Esta tesis consta de dos bloques principales, divididos a su vez en dos apartados relacionados con la fenología de la especie objeto de estudio, la reproducción o la dispersión posreproductiva. El periodo reproductor ha sido el más estudiado, particularmente en la población del valle del Ebro (Tella 1996; Serrano 2003), de modo que es sobre el que disponemos de una serie temporal larga de datos y sobre el que se había detectado previamente la necesidad de optimizar el seguimiento. Las concentraciones posreproductivas o premigratorias eran prácticamente desconocidas en la zona hasta el inicio de este estudio, por lo que no había datos previos, salvo observaciones puntuales de ejemplares.

El primer bloque aborda la obtención de información básica sobre la población objeto de estudio. Empleando la información obtenida a lo largo de todos los años de estudio de la población reproductora, se desarrollarán métodos de seguimiento fiables y asumibles en cuanto a los recursos necesarios. Los aspectos tratados son el tamaño poblacional (capítulo 1) y la productividad (capítulo 2). Sobre el periodo premigratorio, es preciso en primer lugar describir los dormideros adecuadamente, tanto en lo relativo a su ubicación y tiempos de ocupación como a su composición. En el capítulo 3 se describen los dormideros, con el fin último de plantear el método de seguimiento adecuado para éstos, así como su composición en cuanto a edades de las aves y

procedencia de éstas, para valorar la importancia de los dormideros para la conservación de la especie. Para completar la información sobre este último punto, la procedencia de las aves, se propone una técnica alternativa a los marcajes tradicionales, la caracterización isotópica de los ejemplares (capítulo 4).

El segundo bloque de esta memoria versa sobre los factores que pueden afectar a la población objeto de estudio, suponiendo riesgos para la supervivencia de los ejemplares o su éxito reproductivo. Una aproximación al efecto de la transformación de los cultivos a sistema de regadío se muestra en el capítulo 5, tratando la selección del hábitat de caza en los momentos críticos de la reproducción. Las causas de fracaso reproductor se describen y cuantifican en el capítulo 6, con un apunte específico sobre presencia de contaminantes organoclorados en huevos en el capítulo 7. Las causas de mortalidad de ejemplares adultos se recogen igualmente en el capítulo 6. En cuanto al periodo premigratorio (capítulo 8), un riesgo potencial se encuentra en el propio sustrato elegido para pernoctar por la mayor parte de los ejemplares, instalaciones eléctricas, por lo que se estudia el riesgo de mortalidad en estos emplazamientos.

## **MATERIAL Y MÉTODOS**



## Área de estudio

El área de estudio abarcó, *grosso modo*, las zonas potencialmente aptas para el cernícalo primilla en las comunidades de Navarra y Aragón (noreste de España). Esto se corresponde básicamente al valle del Ebro en ambas comunidades (figura 1). La parte del estudio relativa al periodo premigratorio requirió una ampliación del área de estudio, que abarcó las dos comunidades autónomas completas durante una fase del estudio.

La zona de estudio se enmarca en la Región Mediterránea, principalmente en el piso mesomediterráneo, con clima entre seco y semiárido y de influencia continental. Esto se traduce en fuertes contrastes térmicos entre el invierno y el verano, con una temperatura media anual de unos 14°C. La media de precipitaciones se sitúa en torno a los 350 mm anuales, siendo escasas e irregulares. El paisaje predominante es abierto, con grandes extensiones llanas o suavemente alomadas y llanos elevados llamados muelas. La vegetación corresponde principalmente a las series de la coscoja (*Rhamno-Querceto cocciferae*) y el sabinar albar (*Juniperetum phoeniceo-thuriferae*), con formaciones de la serie *Quercro rotundifoliae* S. (Rivas-Martínez 1987). El paisaje está formado por matorrales altos de una importante variedad de especies leñosas entre las que se encuentran además el pino carrasco (*Pinus halepensis*), la sabina negra (*Juniperus phoenicea*), el romero (*Rosmarinus officinalis*). La mayor parte del espacio potencial de estas series se encuentra ocupado por cereal en régimen de secano de año y vez, salvo aquellos parajes que por su rocosidad, pendiente o contenido en yesos cristalinos limitan el cultivo. Estos segmentos y mosaicos de la serie son destinados normalmente a la ganadería de lanar en régimen extensivo y frecuentemente son terrenos destinados a la caza. Este conjunto paisajístico es el que se viene llamando pseudoestepa, zonas estepizadas con una fauna asociada característica de las estepas propiamente dichas. Algunas zonas han sido, y están siendo,

transformadas en cultivos de regadío (Herrero y Snyder 1997). Completan el paisaje los afloramientos salinos con vegetación halófila y un conjunto complejo de vegetación nitrófila. Destaca con singular relieve el tipo de vegetación constituido por los sisallares (*Salsola vermiculata*) y ontinares (*Artemisia herba-alba*).

La distribución espacial de la población reproductora de cernícalo primilla en esta región no es continua. Las colonias se agrupan en subpoblaciones discretas (Serrano y Tella 2003). Esta distribución ha sido muy acusada sobre todo durante los primeros años de seguimiento, apareciendo nuevas subpoblaciones dispersas por el valle del Ebro aragonés. Los últimos años, la estructura espacial de la población quedó suavizada por la ocupación de zonas intermedias, confiriendo un aspecto más continuo al conjunto de la población. La secuencia de ocupación espacial puede verse a través de los mapas de las figuras 2 y 1, en ese orden cronológico. Los mapas reflejan las colonias navarras y aragonesas (salvo la subpoblación de Monegros Norte, situada al norte-noreste del mapa mostrado). Las poblaciones más próximas a la estudiada son las dos catalanas (la leridana en el extremo oriental del mapa) y la riojana (en el extremo occidental del valle en la imagen), reforzadas por sendos proyectos de reintroducción.

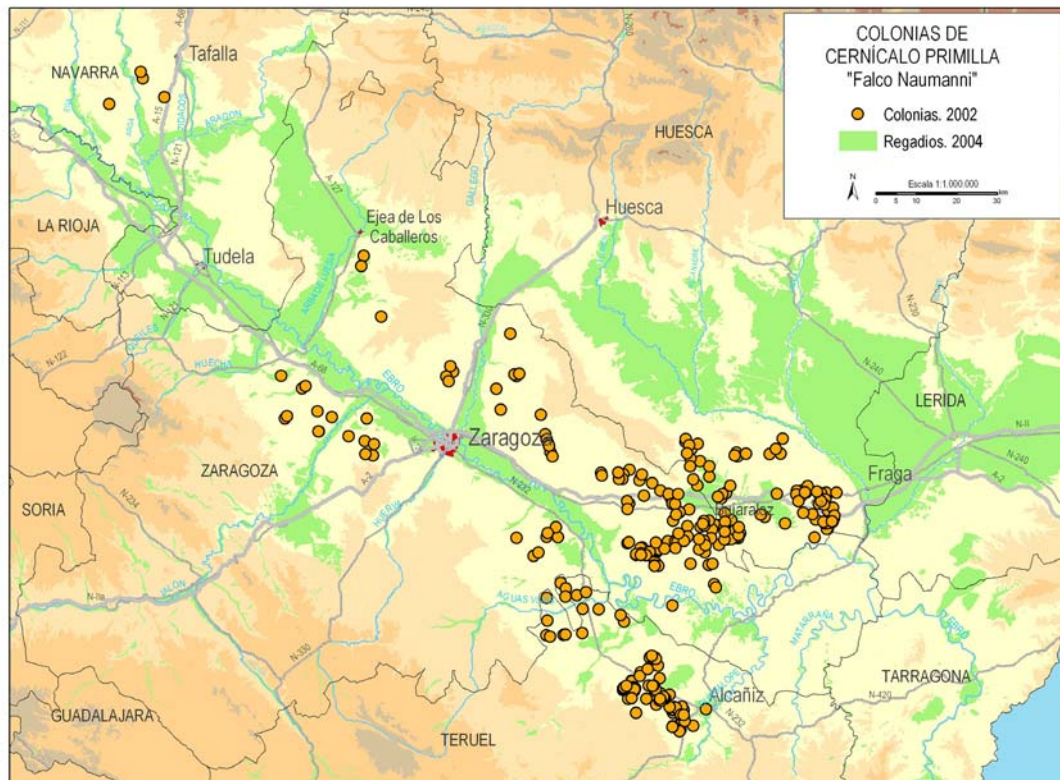


Figura 1. Ámbito de estudio de esta tesis. Los límites de área de estudio corresponden con los límites administrativos de las comunidades autónomas. Los puntos indican la localización de los lugares de nidificación del cernicalo primilla en Aragón y Navarra durante el año 2002. Se muestra la superficie en sistema de regadío, actualizada a 2004.



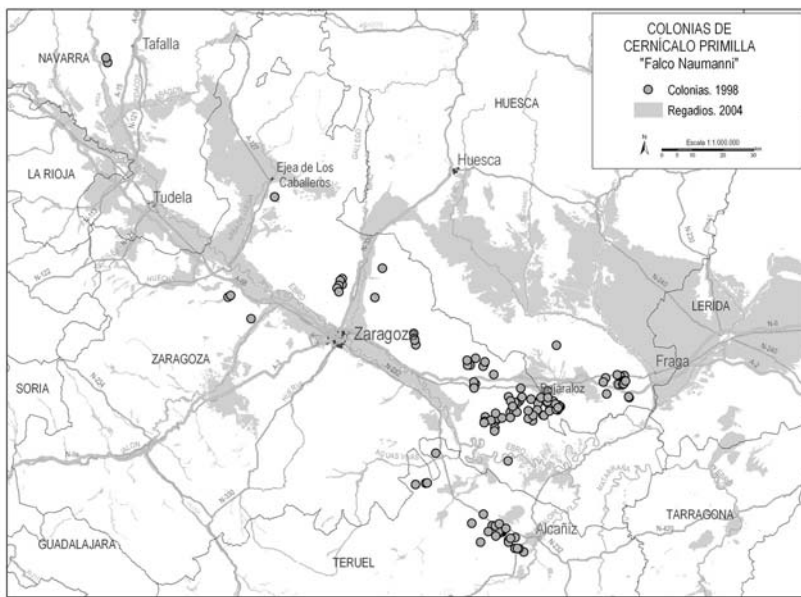
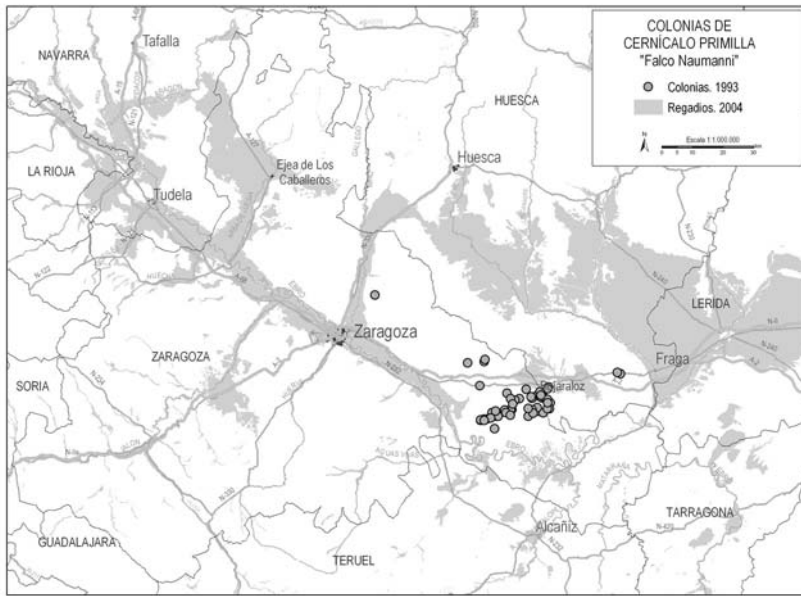


Figura 2. Colonias de cernícalo primilla en Aragón y Navarra durante el periodo reproductor de 1993 (imagen superior) y 1998 (imagen inferior).

## Biología de la especie

El cernícalo primilla es un pequeño halcón que se distribuye por el Paleártico (Cramp y Simmons 1980), ocupando el sur de Europa y Asia durante el periodo reproductor y migrando para pasar el invierno en el África subsahariana, aunque se ha descrito la permanencia de ejemplares residentes en Andalucía (Negro *et al.* 1991) y, en menor número, en el valle del Ebro (Tella y Forero 2000). Se alimenta principalmente de grandes invertebrados (Parr *et al.* 1997; Anderson *et al.* 1998; Tella *et al.* 1998; Lepley *et al.* 2000; Rodríguez 2004) que caza en zonas de vegetación abierta, como estepas, pastizales y llanuras en explotación agraria.

Nidifica tanto de manera solitaria como en colonias, siendo lo que se denomina una especie colonial facultativa. Los nidos en la Península Ibérica se ubican básicamente en edificios, tanto dentro de las ciudades como en el medio rural, utilizando oquedades como los mechinales de las iglesias (Negro y Hiraldo 1993) o los huecos bajo teja de las casas de labor (Tella *et al.* 1993; Tella 1996). Este último es el caso del valle del Ebro, donde las amplias zonas de cultivo cerealista están sembradas de viejas casas de labor, mases y caseríos, y corrales o parideras, muchos de ellos en desuso y en fuerte deterioro. Estas casas son utilizadas por varias especies de aves, y los cernícalos primillas son habitantes propios de los tejados, prefiriendo los de teja árabe, entrando en las canales por huecos de tejas rotas o descolocadas.

Los primeros ejemplares en llegar a la Península Ibérica, en el mes de febrero, son machos adultos. Parte de los ejemplares de un año regresan a las zonas de reproducción e intentan reproducirse. Una vez formadas las parejas, ambos miembros defienden el nido. Durante el mes de abril los machos suministran presas a las hembras, que ponen los huevos a final de ese mes, con puestas de hasta cinco huevos. Ambos miembros de la pareja incuban, aunque normalmente son las hembras las que pernoctan en el nido. Los pollos se emancipan a final del mes de junio, hasta julio los más tardíos. Entonces se

dispersan fuera de las zonas de reproducción (García Fernández 2000; Olea 2001), formándose agrupaciones (Olea *et al.* 2004) durante un periodo que abarca hasta la migración, entre final de septiembre y comienzo de octubre.

El cernícalo primilla es una especie muy filopátrica, lo que significa que tiende a regresar a su población de origen. Los individuos nacidos en este caso en el valle del Ebro intentarán entrar como reproductores en su colonia de nacimiento o en sus inmediaciones (Serrano *et al.* 2003), y los ejemplares con experiencia reproductora intentarán mantener su colonia, dependiendo del éxito previo (Serrano *et al.* 2001).

Las poblaciones de cernícalo primilla han sufrido un fuerte declive durante las últimas décadas del siglo XX (Tucker y Heath 1994), reduciéndose también su área de distribución mundial, lo que ha ocasionado su protección a escala mundial (BirdLife International 2000). En España, a finales de los años ochenta la población se estimaba en unas 5.000 parejas, frente a varias decenas estimadas en los años sesenta (González y Merino 1990). Los censos recientes hablan de un total de 11-12.000 parejas (Tella 2004). Pese a la recuperación numérica observada, siguen siendo necesarios tanto el seguimiento como los proyectos de conservación, de cara a garantizar la persistencia a largo plazo de la especie en un ambiente cambiante por la intervención humana.

### **Metodología general de seguimiento**

La población aragonesa de cernícalo primilla se viene siguiendo con distintos objetivos desde el año 1988. Para esta tesis doctoral, contamos principalmente con la información obtenida entre 1993 y 2004 en el marco de distintos estudios para Aragón, y entre 1999 y 2004 para Navarra. El trabajo de campo estuvo dirigido expresamente a dar respuesta a esta tesis desde el año 2001 hasta 2004. El estudio de las congregaciones premigratorias sí es propio de esta tesis, ya que se localizaron por primera vez en 2001, por lo que no se

incluye en este apartado de metodología general, que se ceñirá al periodo reproductor, sino en los capítulos dedicados a ellas.

Aunque, como se ha descrito, el cernícalo primilla en esta región puede nidificar desde solitario hasta colonias de unas cincuenta parejas, vamos a emplear la denominación de “colonia” para cualquier construcción empleada por cernícalos primillas como lugar de nidificación, independientemente del número de parejas que albergue. Este aspecto se matizará en los apartados donde sea necesario.

El seguimiento de la población reproductora incluía la localización de las colonias, el censo de las parejas, la lectura de las anillas, el seguimiento de la reproducción y el marcaje de los pollos.

Para la localización de los lugares de nidificación se visitaban todos los edificios existentes en el área de estudio, apoyándonos en cartografía militar (1:50.000). Esta prospección se realizaba preferentemente al comienzo de la época reproductiva, desde finales del mes de febrero, si bien se visitaban los potenciales lugares de cría a lo largo de todo el periodo, especialmente los lugares que en algún momento habían albergado la especie. Se tomaba nota de las condiciones de cada edificio y de su potencialidad para acoger cernícalos primillas, es decir, si disponía de tejado y en caso afirmativo de qué material y si ofrecía huecos. Se registraba la presencia de primillas y de otras especies, tanto por observación de ejemplares como por indicios. Cuando se observaba presencia de primillas se asignaba un nombre al emplazamiento y comenzaba su seguimiento como colonia de reproducción.

Una vez localizada una colonia, el seguimiento comenzaba con la observación a distancia de la misma, mediante telescopios y ocultos dentro de “hides” o escondites portátiles o dentro del coche. Así se identificaban los ejemplares, mediante la lectura de anillas, se asignaban las parejas y se ubicaban los nidos, que eran plasmados en dibujos esquemáticos de los tejados. Estos esquemas mostraban la posición de cada nido expresada en número de

canales (esto es, hileras de tejas) por número de tejas desde el caballón (parte superior del tejado), desde el borde o desde algún elemento que sirviera de referencia. De este modo era posible identificar los nidos en observaciones consecutivas para completar lecturas de anillas y ajustar el censo. Además, facilitaba el acceso rápido a los nidos y se reducían las molestias.

El acceso a los tejados permitía completar el censo de parejas en la colonia, obtener información sobre los adultos y seguir la reproducción. Para este último punto se trabajaba desde dos aproximaciones. En primer lugar se seleccionaban una serie de colonias de diferentes tamaños que se denominaban focales. Dentro de las colonias focales grandes, se seleccionaban a su vez nidos focales, que suponían al menos el 30-60% de la colonia (Tella 1996). Estas parejas eran estudiadas exhaustivamente. Se visitaban durante la puesta y a lo largo del crecimiento de los pollos hasta su emancipación. Los restantes nidos de la población eran visitados para conocer el resultado de la reproducción y para el marcaje de los pollos. Los parámetros estudiados fueron el tamaño y fecha de las puestas, pollos nacidos, pollos volados, condición física de los pollos, causas de pérdidas reproductoras, etc. La fecha de puesta se estimó a partir de la longitud de la octava primaria contada en orden descendente (Negro 1991). Los adultos que eran capturados en los nidos eran medidos e identificados por su anilla o marcados según el caso.

Los adultos capturados y todos los pollos que alcanzaban el tamaño suficiente era marcados mediante anillas metálicas con código numérico del Ministerio de Medio Ambiente o de la Sociedad de Ciencias Aranzadi en una pata y mediante anilla de plástico de lectura a distancia en la otra pata. Estas anillas llevan un código de identificación individual que resulta de la combinación entre el color y el código alfanumérico de dos dígitos más un barra vertical. Estas anillas eran leídas en años sucesivos bien a distancia o mediante las capturas en los nidos.

## Bibliografía

- Anderson, P. C., O. B. Kok, y B. H. Erasmus. 1998. Diet, body mass and condition of Lesser Kestrels *Falco naumanni* in South Africa. *Ostrich* **70**:112-116.
- BirdLifeInternational 2000. Threatened Birds of the World. Lynx Editions, Barcelona and Cambridge.
- García Fernández, J. 2000. Dispersión premigratoria de Cernícalo Primilla *Falco naumanni* en España. *Ardeola* **47**:197-202.
- González, J. L., y M. Merino 1990. El cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en la Península Ibérica situación, problemática y aspectos biológicos. ICONA, Madrid.
- Herrero, J., y R. L. Snyder. 1997. Aridity and irrigation in Aragon, Spain. *Journal of Arid Environments* **35**:535-547.
- Lepley, M., L. Brun, A. Foucart, y P. Pilard. 2000. Régime et comportement alimentaires du faucon crécerellette *Falco naumanni* en Crau en période de reproduction et post-reproduction. *Alauda* **68**:177-184.
- Negro, J. J. 1991. Ecología de poblaciones de cernícalo primilla *Falco naumanni*. Estación Biológica de Doñana. Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Negro, J. J., y F. Hiraldo. 1993. Nest-site selection and breeding success in the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Bird Study* **40**:115-119.
- Negro, J. J., M. d. I. Riva, y J. Bustamante. 1991. Patterns of winter distribution and abundance of lesser kestrels (*Falco naumanni*) in Spain. *Journal of Raptor Research* **25**:30-35.

- Olea, P. P. 2001. Postledging dispersal in the endangered lesser kestrel *Falco naumanni*. *Bird Study* **48**:110-115.
- Olea, P. P., R. Vera, A. de Frutos, y H. Robles. 2004. Premigratory Communal Roosts of the Lesser Kestrel in the Boreal Summer. *Journal of Raptor Research* **38**:278-282.
- Parr, S. J., M. A. Naveso, y M. Yarat. 1997. Habitat and potential prey surrounding lesser kestrel *Falco naumanni* colonies in Central Turkey. *Biological Conservation* **79**:309-312.
- Rivas-Martínez, S. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. ICONA, Madrid.
- Rodríguez, C. 2004. Factores ambientales relacionados con el éxito reproductivo del Cernícalo Primilla. Cambio climático e intensificación agraria. Page 160. Universidad de Salamanca, Salamanca.
- Serrano, D., y J. L. Tella. 2003. Dispersal within a spatially structured population of lesser kestrels: a role of spatial isolation and conspecific attraction. *Journal of Animal Ecology* **72**:400-410.
- Serrano, D., J. L. Tella, J. A. Donazar, y M. Pomarol. 2003. Social and individual features affecting natal dispersal in the colonial lesser kestrel. *Ecology* **84**:3044-3054.
- Serrano, D., J. L. Tella, M. G. Forero, y J. A. Donazar. 2001. Factors affecting breeding dispersal decisions in the facultatively colonial lesser kestrel: individual experience versus conspecific cues. *Journal of Animal Ecology* **70**:568-578.
- Tella, J. L. 1996. Condicionantes ecológicos, costes y beneficios asociados a la colonialidad en el cernícalo primilla. Page 150. Estación Biológica de Doñana. Universidad de Barcelona, Barcelona.

- Tella, J. L. 2004. Situación de las poblaciones de Cernícalo primilla: pasado, presente y necesidades de futuro. VI Congreso Nacional sobre el Cernícalo Primilla. Gobierno de Aragón. Departamento de Medio Ambiente, Zaragoza.
- Tella, J. L., y M. G. Forero. 2000. Farmland habitat selection of wintering lesser kestrels in a Spanish pseudoesteppe: implications for conservation strategies. *Biodiversity and Conservation* **9**:433-441.
- Tella, J. L., M. G. Forero, F. Hiraldo, y J. A. Donazar. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel Conservation and European Agricultural Policies as identified by habitat use analyses. *Conservation Biology* **12**:593-604.
- Tella, J. L., M. Pomarol, M. Muñoz, y R. López. 1993. Uso de los mases por las aves y su conservación en Los Monegros. *Alytes* **6**:335-349.
- Tucker, G. M., y M. F. Heath 1994. Birds in Europe. Their conservation status. BirdLife International.





## **RESULTADOS**



## **CAPÍTULO 1**

### **DESARROLLO DE UN MÉTODO EFICIENTE DE ESTIMA DEL TAMAÑO POBLACIONAL**



## Resumen

El tamaño de las poblaciones es un dato de gran interés para el manejo de especies y para estudios de diversa índole sobre ellas. Esto ha propiciado el desarrollo de métodos de censo y estimas poblacionales. Nuestro objetivo fue obtener un método válido y eficiente de estima del tamaño poblacional de una especie de ave colonial facultativa, el cernícalo primilla. Partiendo de información recogida durante ocho años sobre la especie y la población concreta de estudio, se buscó un compromiso entre la precisión de los resultados y el coste (tanto en esfuerzo como en molestias a la especie) requerido. Finalmente obtuvimos unas estimas fiables a nivel poblacional, aunque tan sólo orientativas a escala de colonia. Los tres puntos clave del método desarrollado fueron: (1) los conteos breves (5 minutos) de ejemplares en los emplazamientos donde se habían avistado primillas como forma de censo, (2) dos periodos óptimos de censo identificados mediante GLM, durante la época de máxima visibilidad de las parejas en las colonias, entre el 29 de abril y el 9 de mayo, y (3) la estima del número de parejas nidificantes por cada lugar de reproducción aplicando las tablas generadas mediante GAM. El protocolo de censo obtenido, de fácil aplicación y resultados válidos, hace viable el seguimiento a largo plazo de la población objeto de estudio y abre una posible vía para trabajos similares con otras especies coloniales.

## Introducción

El seguimiento de los sistemas naturales y el análisis de las tendencias tanto de la biodiversidad como de las poblaciones son temas clásicos en ecología y actualmente un elemento clave en la conservación de la naturaleza (Thomas y Martin 1996; Yoccoz *et al.* 2001; Battersby y Greenwood 2004). El punto de partida de numerosos estudios científicos y de los planes de manejo de especies es el tamaño de sus poblaciones. O'Grady *et al.* (2004) han

demostrado recientemente que este dato básico, junto con su tendencia temporal, es el mejor predictor de riesgo de extinción de especies de vertebrados. El censo poblacional no siempre es fácil de obtener, debido, en primer lugar, a las dificultades propias del objeto de estudio, como pueden ser la escasa detectabilidad de algunas especies o la inaccesibilidad de sus hábitats. Por otra parte, son habituales las limitaciones en cuanto a la disponibilidad de recursos humanos y económicos para seguir las poblaciones, dificultad que se incrementa cuanto mayor es la cantidad de información que queremos obtener, por su grado de precisión o por su extensión geográfica.

Se han desarrollado métodos de censo diferentes procurando responder a las características particulares de los distintos grupos de organismos, de los hábitats a muestrear y en algunos casos incluso de especies concretas (Ralph y Scott 1980; Tellería 1986; Bibby *et al.* 1992). Algunos de estos métodos son ampliamente empleados, como el conteo de individuos en transectos (Eberhardt 1978; Burnham *et al.* 1980), la captura-marcaje-recaptura (Kaiser y Bauer 1994), o los puntos fijos de conteo (Royle y Nichols 2003). Todos ellos ofrecen aproximaciones sobre el tamaño de la población y difieren en su eficacia y en la facilidad con que pueden aplicarse en el campo, por lo que cabe preguntarse cuál es la metodología más conveniente. En respuesta, se han realizado diversos estudios comparativos entre métodos (Burnham *et al.* 1980; Fuller y Mosher 1981; Cassey y Ussher 1999; Khaemba *et al.* 2001; Tobias y Seddon 2002) que han permitido seleccionar la forma de censo más apropiada para determinadas especies y se han buscado factores de corrección para los métodos de estima. Otra vía de ajuste consiste en el análisis de los posibles sesgos y las formas de reducirlos (Emlen 1971). Por otra parte, se están buscando nuevas técnicas de censo, como puede ser la aplicación de técnicas moleculares (Kohn *et al.* 1999; Pearse *et al.* 2001).

Dentro del seguimiento de poblaciones reproductoras de aves, la forma de censo comúnmente aceptada en algunos casos es el conteo de los nidos.

Esta forma de censo directa ofrece datos más ajustados a la realidad que las estimas anteriormente expuestas, además de mostrar más detalladamente la distribución espacial de las poblaciones. Sin embargo, presenta dificultades, como la necesidad de un mayor esfuerzo en la obtención de los datos de campo, lo que limita su aplicabilidad. Esta técnica es habitualmente empleada cuando se trabaja con especies territoriales poco abundantes o con especies coloniales acuáticas (Bibby *et al.* 1992). En el primer caso, el punto clave es asegurar que los territorios no detectados sean prácticamente nulos. En el caso de las colonias, el riesgo de que un lugar de nidificación pase desapercibido es menor, pero como contrapartida es más difícil determinar el número exacto de parejas existentes. Otra consideración a tener en cuenta cuando se trabaja sobre lugares de nidificación es la posible perturbación por la presencia humana, por lo que suele ser necesaria una mayor preparación de los observadores.

Teniendo en cuenta las ventajas y limitaciones tanto del censo de parejas reproductoras como de las estimas poblacionales, nos planteamos la posibilidad de desarrollar un método de estima de la población reproductora de una especie colonial a partir de conteos en los lugares de nidificación. Nuestro modelo de estudio fue el cernícalo primilla (*Falco naumanni*), rapaz que en nuestra área de trabajo nidifica bajo las tejas de casas de labor, ocupando cada edificio desde una hasta medio centenar de parejas.

El interés de trabajar con cernícalo primilla se debe a dos aspectos muy diferentes. En primer lugar, su preocupante estado de conservación (BirdLife International 2000) exige disponer de metodologías de estudio depuradas y de estimas de tamaño poblacional adecuadas para ser integradas en programas de conservación. Por otra parte, el censo de esta especie presenta algunas dificultades importantes que justifican la búsqueda de un método adecuado. Los nidos se encuentran ocultos, bajo las tejas en el caso de la población objeto de esta memoria (ver introducción); por ello, hay que conocer los momentos de mayor detectabilidad de las parejas, esto es aquéllos en que las aves están



presentes en las colonias pero fuera de los nidos. En nuestro caso, hay dos periodos que cumplen esta característica: el comienzo de la reproducción, durante la defensa de los nidos por los machos, la formación de las parejas y las cópulas, y posteriormente cuando crecen los pollos y las cebas son fácilmente observables. Durante el tiempo restante, especialmente durante la incubación, los nidos pueden pasar fácilmente desapercibidos. Además, el fracaso reproductor es importante, por lo que censos realizados en fases tardías de la época reproductora pueden causar una subestima considerable de la población. El número de parejas en las colonias varía a lo largo de un mismo periodo reproductor (Griffin 1999) y tampoco son sincrónicas en las distintas fases de la reproducción. Esto supone una traba notable al tratar de fijar unos límites a los distintos momentos de este periodo, ya que algunas parejas, ausentes al principio del seguimiento, se asientan cuando otras están incubando y son prácticamente invisibles al observador.

Sin embargo, el seguimiento pormenorizado de cada nido es posible, con un elevado esfuerzo, obteniéndose datos muy precisos (Tella 1996). Esto posibilita ensayar y validar distintas metodologías adecuadas para la población estudiada y abre una línea de trabajo para adaptarlas posteriormente a otras poblaciones de la especie y, en la medida de lo posible, a otras especies. Nuestro objetivo es diseñar un método de censo fiable y eficiente para una especie colonial, el cernícalo primilla, con una base científica sólida y aplicable por los organismos de gestión. Este puede ser un ejemplo importante de cara a involucrar a estas entidades en el seguimiento riguroso de las especies.

## **Metodología**

El método de censo empleado fue el censo en dos tiempos (Tellería 1986), específico para especies coloniales, que consiste en la localización de las colonias de reproducción y el posterior censo del número de parejas integrantes de cada colonia. En nuestro caso, los potenciales lugares de nidificación son los

tejados de casas de labor dispersas en el campo, lo que en nuestra área de estudio se conoce como *mases* o *caseríos* y *parideras* o *corrales*. Consideramos como “colonia” cada uno de los edificios ocupados por la especie, por una o más parejas reproductoras. Los datos de campo se obtuvieron en el periodo reproductor de los años 1994, 2001 y 2002.

#### *Localización de las colonias de nidificación*

La localización de los lugares de nidificación comenzó a final del mes de febrero, con la llegada de los primeros ejemplares procedentes de África. Se inspeccionaron sistemáticamente las construcciones presentes en las zonas susceptibles de albergar la especie, con ayuda de cartografía topográfica (mapas del S.G.E., escala 1:50.000). Se consideraron óptimos para la especie los edificios sin ocupación humana permanente y en un estado medio de conservación (Tella *et al.* 1993), es decir, que conservaran al menos parte del tejado de teja árabe o similar y dispusieran de huecos por los que las aves pudieran acceder a las canales.

#### *Determinación del número de parejas reproductoras*

El número de parejas reproductoras presentes en cada edificio ocupado se determinó con precisión mediante la observación a distancia de las parejas y la inspección de los nidos. En primer lugar, se observó cada lugar de nidificación a distancia suficiente para no alterar el comportamiento de las aves, con ayuda de material óptico (telescopios de x20-x60) y empleando cuando era necesario escondites portátiles o “hides”. Se identificó cada individuo mediante anillas de plástico de lectura a distancia (que les habían sido colocadas anteriormente, véase apartado de metodología general de esta memoria) y características del plumaje, asignando en cada caso la pareja y ubicando el nido en un esquema del tejado correspondiente. Posteriormente se inspeccionaron los nidos, verificando los detectados por observación a distancia y localizando aquéllos que pudieran haber pasado desapercibidos durante esa fase.

### *Selección de periodo de censo*

Entre el 24 de febrero y el 20 de mayo de 1994, incluyendo desde la llegada a la zona de reproducción hasta el nacimiento de los pollos, se llevaron a cabo conteos periódicos de individuos en 50 edificios en los que había nidificado la especie el año anterior. Se abarcaron todos los tamaños de colonia presentes en el área de estudio, desde edificios con parejas solitarias hasta colonias de más de 30 parejas. La duración de cada visita fue de unos cinco minutos. El horario abarcó de 8:00 a 13:00 y de 17:00 a 21:00, evitando las horas centrales del día, cuando las aves tienen una menor presencia en las colonias (Tella 1996). Se evitaron los días de condiciones climatológicas adversas, en especial días de fuerte viento, en que los individuos reducen su presencia sobre los tejados. En cada caso, se contabilizó el número máximo de cernícalos primillas observados en la colonia durante cinco minutos. Esta información se agrupó en nueve intervalos de diez días cada uno. Dentro de cada uno se seleccionó el día en que más colonias habían sido censadas y lo más central posible dentro del periodo. En el caso de no disponer de conteo este día, se completó con el dato más próximo.

Finalmente obtuvimos datos del número real de parejas reproductoras y conteos breves de cernícalos en las colonias en 39 localidades, una vez seleccionados los lugares de donde había información completa. Los conteos de individuos observados en cada periodo se relacionaron con el número de parejas censadas mediante el control directo de nidos aplicando modelos lineares generalizados (McCullagh y Nelder 1983) mediante el procedimiento GENMOD disponible en el paquete estadístico SAS (SAS-Institute 1996). Se utilizó como variable respuesta el número exacto de parejas nidificantes y como variables explicativas cada uno de los nueve conteos correspondientes a los intervalos de diez días en que se agruparon las visitas. La distribución empleada fue Poisson y la función de enlace logarítmica, por tratarse de recuentos

(Crawley 1993). La selección del mejor modelo, que identificaría el periodo óptimo de censo, se basó en la variabilidad explicada por cada uno.

*Selección de la variable explicativa y modelo de estima poblacional*

Una vez seleccionados los dos periodos de censo más adecuados (ver apartado de resultados “Periodo de censo óptimo”), se plantearon como posibles variables para estimar la población los siguientes valores:

- conteo 1: conteo de individuos en el primer periodo de censo,
- conteo 2: conteo de individuos en el segundo periodo de censo,
- conteo medio: media de individuos contabilizados en ambos periodos de censo,
- conteo máximo: número máximo de individuos contabilizado en los dos periodos,
- conteo mínimo: número mínimo de individuos contabilizado en los dos periodos.

Los datos de 1994 se complementaron con los obtenidos en 2001 y 2002, procedentes de 88 y 56 colonias respectivamente, de hasta 49 y 46 parejas reproductoras, además de edificios donde se habían observado ejemplares y finalmente no se había registrado reproducción. El procedimiento estadístico aplicado consistió en el ajuste de modelos aditivos generalizados (Hastie y Tibshirani 1990) con errores de Poisson y función de vínculo logarítmica, adecuada para nuestros datos por tratarse de recuentos, usando S-Plus 2000. Cada modelo trataba de predecir la variable respuesta (número de nidos controlados mediante conteo directo) con una función curvilínea (“smoothing splines” con 4 grados de libertad, (Hastie y Tibshirani 1990)) de una variable explicativa (una de las cinco estimas de conteos: 1, 2, medio, máximo y mínimo). Los modelos aditivos generalizados de este tipo realizan un ajuste no paramétrico a los datos que permite describir empíricamente la forma

de la relación entre la variable respuesta y las explicativas (Hastie y Tibshirani 1990).

Para seleccionar la variable que mejor estimaba la población reproductora real, generamos modelos con los datos de reproducción para cada uno de los años por separado y los aplicamos a los datos de los dos años restantes. Un modelo robusto debería poder predecir los resultados obtenidos en otros periodos temporales diferentes a aquellos en los que se hubiera construido (Rykiel 1996). Los criterios de selección de variable fueron la variabilidad explicada por cada modelo y la correlación entre la predicción para los otros años y el número de nidos observados en ellos.

Las variables que mejores resultados dieron fueron sometidas a nuevos procedimientos de validación. Se realizó una validación cruzada consistente en probar la capacidad predictiva de los modelos generados para cada año al aplicarlos a los datos de cada uno de los tres años por separado. Por otra parte, los modelos mejoran con el número de observaciones que se utilizan para ajustarlos (Stockwell y Peterson 2002), por lo que se agruparon los datos de los tres años y se obtuvo un modelo final para las variables explicativas seleccionadas. En ambos procedimientos de validación se obtuvo una estima de la población total estudiada. Este valor se contrastó con la población observada, calculándose el porcentaje de ajuste entre ambos valores ( $100 - [\text{número de parejas predichas} - \text{número de parejas observadas}] / \text{número de parejas observadas}$ ).

Puesto que la finalidad es que estos modelos puedan ser aplicados fácilmente en el seguimiento de la especie, se generaron tablas de correspondencia entre las predicciones y el número de individuos observados en el campo con un rango inferior y superior de estima (intervalo de confianza del 99%).

## Resultados

### *Periodo de censo óptimo*

Tomando como variable respuesta el número de parejas observadas, se analizó la capacidad predictiva de los conteos de cada uno de los nueve periodos de censo definidos. En todos los casos, la relación entre los ejemplares contados y las parejas reproductoras fue muy significativa (GLM,  $\chi^2 > 28$ , probabilidad  $p < 0,001$ ). Se seleccionaron los dos periodos en que mejor ajuste había entre individuos censados y parejas (figura 1), correspondientes a los últimos días de abril (del 20 al 29) y a los primeros de mayo (30 de abril a 9 de mayo). Los dos periodos son muy similares en cuanto al ajuste (78% de la variabilidad explicada), por lo tanto igualmente válidos para realizar los censos.

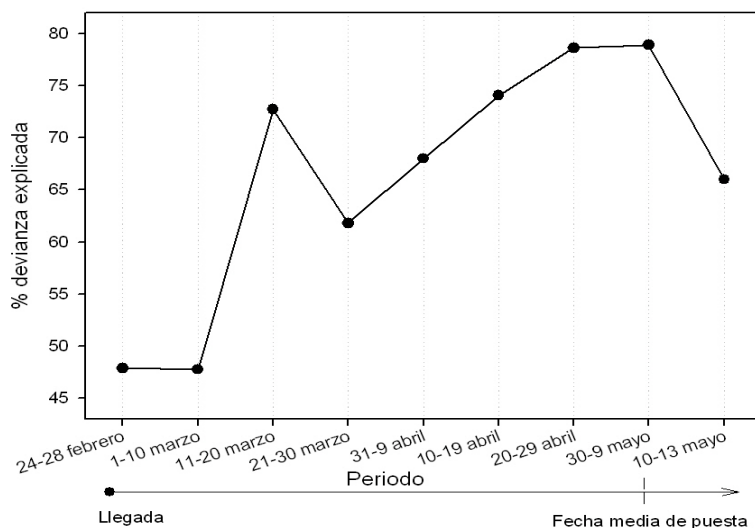


Figura 1. Ajuste (expresado en porcentaje de variabilidad explicada en los GLM) entre los conteos breves de individuos y las parejas reproductoras en distintos periodos de censo, desde la llegada de los primeros ejemplares hasta el periodo de puesta.

*Variable explicativa*

Partimos de cinco variables y tres años de estudio, de modo que contamos con quince modelos distintos. Los modelos generados para cada año de estudio explicaron una parte muy importante de la variabilidad de los datos (tabla 1), por encima del 70% para todas las variables examinadas y para los tres años de estudio. Para los datos de 1994 y 2001 se observa que el método de censo que mejor refleja el tamaño poblacional real es la media de los conteos de final de abril y principio de mayo, mientras que para 2002 es el conteo máximo. En todos los casos, las diferencias entre variables son mínimas.

Al hacer la validación cruzada de estos modelos, es decir al aplicar estos modelos a los datos de campo de cada uno de los años y analizar su capacidad predictiva (correlación de Pearson entre las parejas estimadas por el modelo y las reales), se encontraron coeficientes de correlación altos (tabla 1), y no se observa un patrón consistente entre años que permita ordenar las variables de una manera clara, por lo que se seleccionan las que ofrecen mejor síntesis de los resultados de los muestreos, que son el conteo de abril, la media y el máximo de los conteos.

Como segundo paso de la validación cruzada, estos modelos se emplearon para estimar el tamaño total de la población de cada año (tabla 2). Para el propio año sobre el que se ha generado el modelo, la estima coincide exactamente con el número de parejas observado en todos los casos. A partir de las restantes combinaciones se pueden ordenar las variables, de menor a mayor error, resultando:

conteo máximo < media de los dos conteos < conteo de abril.

Tabla 1. Capacidad explicativa (% variabilidad explicada) de los modelos que relacionan, para cada año de muestreo, los resultados de los conteos con el número de parejas reproductoras. Capacidad predictiva de los modelos para cada variable y año de muestreo (coeficiente de correlación de Pearson entre las parejas predichas y las observadas cada año); sombreado, cuando se estima sobre los datos del mismo año para el que se ha generado el modelo.

<i>Resultado muestreo</i>	<i>Año muestreo</i>	<i>Variabilidad explicada (%)</i>	<i>Correlación 1994</i>	<i>Correlación 2001</i>	<i>Correlación 2002</i>
conteo abril	1994	84	0,96	0,74	0,87
conteo mayo		80	0,94	0,59	0,74
media		85	0,97	0,63	0,85
máximo		84	0,96	0,70	0,88
mínimo		83	0,96	0,59	0,75
conteo abril		2001	80	0,85	0,88
conteo mayo	81		0,80	0,89	0,76
media	85		0,76	0,90	0,79
máximo	83		0,82	0,90	0,82
mínimo	83		0,75	0,90	0,75
conteo abril	2002		86	0,94	0,82
conteo mayo		72	0,89	0,84	0,80
media		86	0,82	0,67	0,89
máximo		88	0,94	0,84	0,89
mínimo		73	0,90	0,87	0,81



Tabla 2. Estimas poblacionales para cada año de estudio (*año estimado*) según los modelos generados mediante regresiones de Poisson en cada año por separado (*año modelo*). Se recoge el número de parejas detectadas mediante muestreo intensivo y la estima para cada variable seleccionada, junto con su porcentaje de ajuste respecto al valor observado.

Año modelo	Año estimado	Parejas	Censo abril		Media		Máximo	
			estima	% ajuste	estima	% ajuste	estima	% ajuste
1994	1994	152	152	100	152	100	152	100
	2001	487	388	80	567	84	443	91
	2002	359	293	82	287	80	295	82
2001	1994	152	204	66	202	67	199	69
	2001	487	487	100	487	100	487	100
	2002	359	377	95	367	98	378	95
2002	1994	152	169	89	166	91	168	89
	2001	487	391	80	350	72	405	83
	2002	359	359	100	359	100	359	100

#### Modelo de estima

Finalmente se generaron los modelos para las tres variables a partir de todos los datos disponibles. A escala de tamaño poblacional, el ajuste con que estiman las parejas reproductoras, tanto de cada año como de los tres en conjunto, es muy alto, desde un 74 a un 100% de precisión (tabla 3).

A escala de tamaño de colonia, los tres modelos responden de manera similar en cuanto a errores de estima en relación con las parejas reales (figura 2). En número de parejas, el error es mayor cuando aumenta el tamaño de la colonia, siendo inversa la relación al considerar la proporción del error respecto al número de parejas. En general, los modelos tienden a subestimar el número de parejas de las colonias grandes al tiempo que sobrestiman el de las colonias pequeñas, particularmente las parejas solitarias.

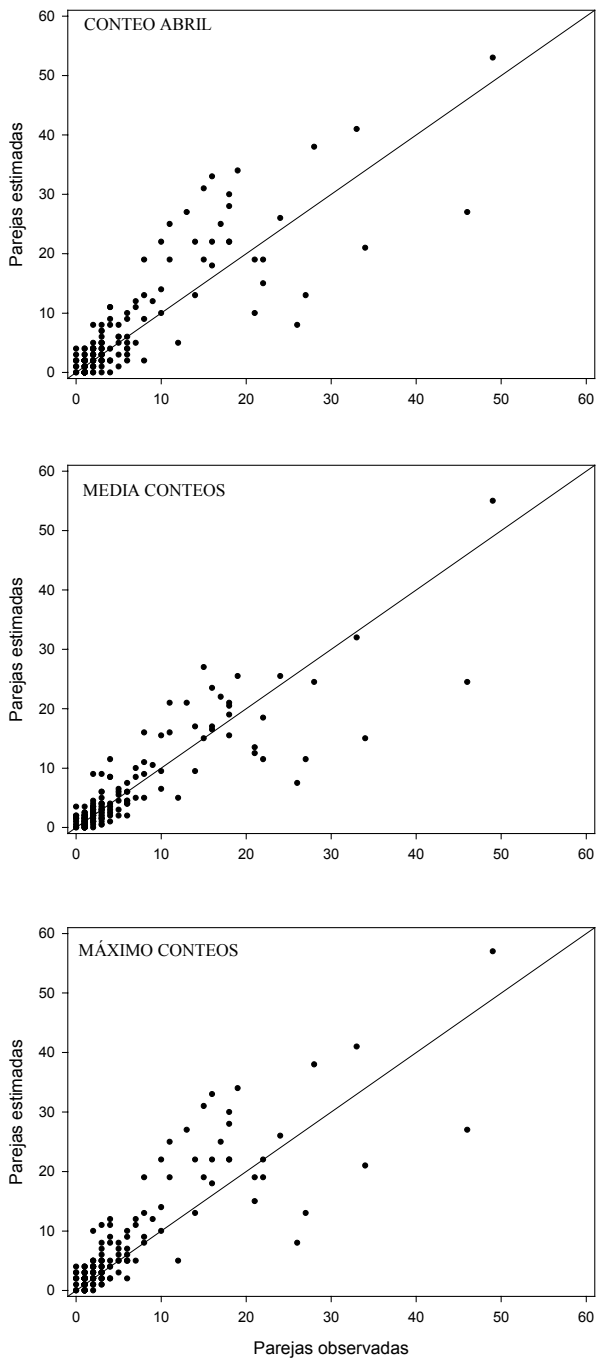


Figura 2. Ajuste entre las parejas observadas y las estimadas según cada modelo (en base a los datos de los tres años conjuntamente). La línea indica la coincidencia entre los valores reales y los estimados.

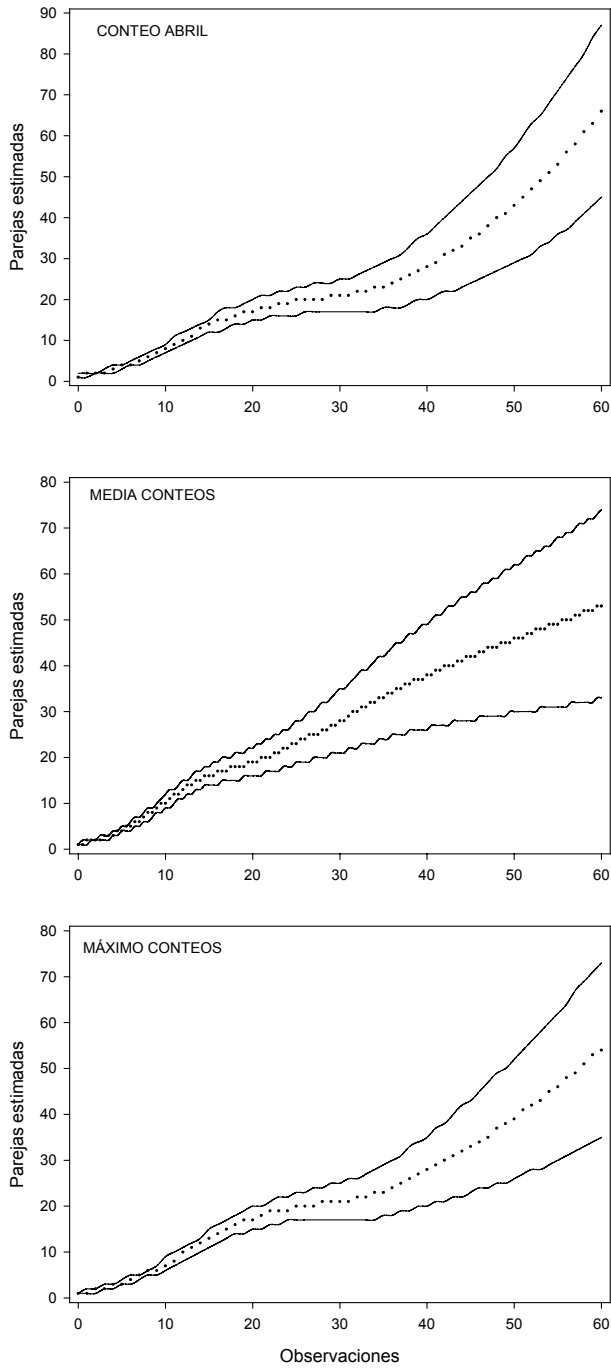


Figura 3. Relación entre los individuos observados en los conteos y las parejas estimadas, según los tres modelos elegidos, con el rango inferior y superior de las estimas.

Tabla 3. Concordancia entre las predicciones de los modelos (regresiones de Poisson generadas con los datos de los tres años conjuntamente) y *el tamaño de la población total*. Se indica, para cada año, el número de parejas observadas, el número de parejas estimadas y el porcentaje de ajuste entre ambos valores.

Año	Parejas	Conteo abril		Media		Máximo	
		estima	% ajuste	estima	% ajuste	estima	% ajuste
1994	152	189	76	192	74	186	78
2001	487	435	89	440	88	433	90
2002	359	374	96	376	95	375	96
<b>total</b>	<b>998</b>	<b>998</b>	<b>100</b>	<b>1008</b>	<b>99</b>	<b>994</b>	<b>100</b>

Los modelos finales permitieron elaborar las tablas de consulta para la estimación de las parejas a partir de los conteos (ver anexo), compuestas por el número de observaciones en campo acompañado del número de parejas estimadas y el rango inferior y superior de la estima (figura 3).

## Discusión

Se ha presentado un método de censo para una población de cernícalo primilla que, a pesar de ser una estima, ofrece datos fiables y válidos de cara al seguimiento de la especie, exigiendo para ello un esfuerzo asumible en cuanto a personal necesario y nivel de especialización de éste, tiempo y recursos económicos. En general, los estudios que buscan optimizar el censo de especies animales se basan en la comparación de diferentes métodos de estima, por lo que finalmente se selecciona la mejor aproximación. Sin embargo, la comparación de los métodos de estima poblacional habituales con censos exhaustivos pone en evidencia las limitaciones de los primeros (Salathé y Razumovsky 1987). Una aproximación más precisa se obtiene cuando los resultados de los métodos de censo en estudio se contrastan con datos reales de población (Poole *et al.* 2003). En nuestro caso, partimos de datos reales del

tamaño poblacional para, a partir de éste, buscar una buena estima. Por ello, sin dejar de ser una estima (Todd y Burgman 1998), el valor que se obtiene es muy próximo al real, y será válido no sólo para analizar las tendencias sino como dato de censo. Esto es así a escala poblacional, pero no para cada lugar de nidificación individual, ya que las estimas obtenidas para cada colonia no son tan precisas como para el conjunto. Por lo tanto, este método de censo debe emplearse con prudencia, teniendo siempre en cuenta que actuaciones sobre lugares de nidificación concretos exigen un censo específico de la propia colonia.

Al trabajar con censos reales y conteos breves, entra en juego la detectabilidad (Pollock *et al.* 2002) o probabilidad de ver un individuo en el momento y lugar de censo. La detectabilidad puede variar en función de una amplia serie de aspectos. Algunos, ya descritos en la literatura y estudiados en el cernícalo primilla, se han incluido en el método de censo de tal forma que no distorsionen los resultados. En este sentido, los factores climáticos y horarios quedan eliminados en lo posible al incorporarlos en el protocolo de censo. El posible sesgo debido al observador es mínimo, ya que no se precisa una alta cualificación y la atención se concentra tanto temporal como espacialmente, por lo que no cabe esperar un descenso importante de ésta durante el desarrollo del censo. Otros aspectos que afectan a la detectabilidad se centran en los propios lugares de nidificación y son especialmente marcados en el caso del cernícalo primilla por ser una especie colonial facultativa: el número de parejas reproductoras que componen una colonia varía a lo largo del tiempo, la presencia de las aves en los edificios depende del tamaño de la colonia y se observan grandes variaciones en los conteos entre colonias similares. Estos puntos son los que hemos trabajado en nuestro modelo de estima poblacional.

Al seleccionar el momento de censo adecuado hay que atender por un lado a que las parejas que van a componer la colonia estén ya instaladas en ella y que estos individuos reproductores sean visibles en el momento de censo. El

primero de los periodos seleccionados en nuestro caso se corresponde con la completa ocupación y saturación de las colonias (Tella 1996). El segundo, coincide con el comienzo de las puestas, siendo la fecha media justo al final de este periodo, y por lo tanto se corresponde con el momento en que los cernícalos están más visibles en las colonias (Donazar *et al.* 1992). De este modo, nuestro modelo se ve reforzado por estudios previos en cuanto al momento óptimo para censar esta población.

El hecho de contar con dos periodos apropiados para el censo nos permite disponer de distintas alternativas. De entre las tres que mejores resultados ofrecen, resulta difícil seleccionar una. En términos de eficiencia, el método de censo único (seleccionando el primer periodo) es claramente el mejor, por ofrecer muy buenas estimas poblacionales con la mitad de esfuerzo que los otros dos modelos. Sin embargo realizar dos censos puede servir para verificar los datos y reducir el riesgo de que condiciones adversas impidan parte de los censos. La variación interanual en fecha de puesta (Tella 1996) puede hacer preferible el empleo de los dos conteos, y puede ser una razón a favor de la utilización del conteo máximo. Por lo tanto, la aplicación de un modelo u otro deberá basarse en los objetivos propios de cada estudio (Pollock *et al.* 2002).

Este método de censo está diseñado para una población concreta con unas características específicas y por lo tanto es válido y repetible siempre que éstas se mantengan. Así, habría que revisar su validez si las colonias fueran mayores de cincuenta parejas o estuvieran situadas en sustratos o entornos diferentes (e.g. cortados, pueblos, ciudades). Sin embargo, en vista de los buenos resultados obtenidos en cuanto al ajuste de las estimas, el método de trabajo para obtener este protocolo sí parece ser válido para diseñar modelos específicos para otras poblaciones de cernícalo primilla, ajustando tanto la fecha de censo como el modelo de estima, o incluso para diseñar protocolos de seguimiento de otras especies coloniales.

Es importante que el seguimiento de las especies se realice de manera continuada en el tiempo (Battersby y Greenwood 2004), y de cara a la conservación de las especies es fundamental que esta tarea la asuman los organismos de gestión, al mismo tiempo que debe facilitarse la implicación de los habitantes de la zona donde se encuentra la especie objetivo (Gaidet *et al.* 2003). Para ello es necesario que estos organismos cuenten con métodos fiables, eficientes y fáciles de llevar a la práctica, desarrollados sobre una base científica (Yoccoz *et al.* 2001). De igual modo, para determinados estudios científicos puede ser muy interesante disponer de métodos de seguimiento eficientes (Pollock *et al.* 2002). Por lo tanto, es fundamental desarrollar este tipo de métodos, integrando criterios científicos adecuados en los trabajos de obtención de datos para desarrollar métodos de seguimiento, como el aquí presentado.

### **Bibliografía**

- Battersby, J. E., y J. J. D. Greenwood. 2004. Monitoring terrestrial mammals in the UK: past, present and future, using lessons from the bird world. *Mammal Review* **34**:3-29.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess, y D. A. Hill 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- BirdLife International 2000. *Threatened Birds of the World*. Lynx Editions, Barcelona and Cambridge.
- Burnham, K. P., D. R. Anderson, y J. L. Laake. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* **65-72**.
- Cassey, P., y G. T. Ussher. 1999. Estimating abundance of tuatara. *Biological Conservation* **88**:361-366.

- Crawley, M. J. 1993. GLIM for ecologists. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Donazar, J. A., J. J. Negro, y F. Hiraldo. 1992. Functional analysis of mate-feeding in the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Ornis Scandinavica* **23**:190-194.
- Eberhardt, L. L. 1978. Transect methods for population studies. *Journal of Wildlife Management* **42**:1-31.
- Emlen, J. T. 1971. Population densities of birds derived from transect counts. *The Auk* **88**:323-342.
- Fuller, M. R., y J. A. Mosher. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. *Studies in Avian Biology* **6**:235-246.
- Gaidet, N., H. Fritz, y C. Nyahuma. 2003. A participatory counting method to monitor populations of large mammals in non-protected areas: a case study of bicycle counts in the Zambezi Valley, Zimbabwe. *Biodiversity and Conservation* **12**:1571-1585.
- Griffin, L. R. 1999. Colonization patterns at Rook *Corvus frugileus* colonies: implications for survey strategies. *Bird Study* **46**:170-173.
- Hastie, T., y R. Tibshirani 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman & Hall, London.
- Kaiser, A., y H. G. Bauer. 1994. Zur Bestimmung der Populationsgrösse von Brutvögeln mit der Fang-çwiederfang-Methode und gängigen Kartierungsmethoden. *Die Vogelwarte* **37**:206-231.
- Khaemba, W. M., A. Stein, D. Rasch, J. De Leeuw, y N. Georgiadis. 2001. Empirically simulated study to compare and validate sampling methods used in aerial surveys of wildlife populations. *African J Ecol* **39**:374-382.



- Kohn, M. H., E. C. York, D. A. Kamradt, G. Haught, R. M. Sauvajot, y R. K. Wayne. 1999. Estimating population size by genotyping faeces. *Proc. R. Soc. Lond. B* **266**:657-663.
- McCullagh, P., y J. A. Nelder 1983. *Generalised Linear Modelling*. Chapman & Hall, London.
- O'Grady, J. J., D. H. Reed, B. W. Brook, y R. Frankham. 2004. What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation* **118**:513-520.
- Pearse, D. E., C. M. Eckerman, F. J. Janzen, y J. C. Avise. 2001. A genetic analogue of 'mark-recapture' methods for estimating population size: an approach based on molecular parentage assessments. *Mol Ecol* **10**:2711-2718.
- Pollock, K. H., J. D. Nichols, T. R. Simons, G. L. Farnsworth, L. L. Bailey, y J. R. Sauer. 2002. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* **13**:105-119.
- Poole, D. W., D. P. Cowan, y G. C. Smith. 2003. Developing a census method based on sight counts to estimate rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) numbers. *Wildlife Research* **30**:487-493.
- Ralph, C. J., y J. M. Scott. 1980. Estimating Numbers of Terrestrial Birds. *Studies in Avian Biology* **6**.
- Royle, J. A., y J. D. Nichols. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* **84**:777-790.
- Rykiel, E. 1996. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling* **90**:229-244.
- Salathé, T., y K. Razumovsky. 1987. A comparison of three crow census methods. *Acta Oecologica-Oecologia Generalis* **8** (2): 315-316.

- SAS-Institute. 1996. SAS/STAT software: changes and enhancements through Release 6.11. Cary: SAS Institute.
- Stockwell, D. R. B., y A. T. Peterson. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* **148**:1-13.
- Tella, J. L. 1996. Condicionantes ecológicos, costes y beneficios asociados a la colonialidad en el cernícalo primilla. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona, Barcelona.
- Tella, J. L., M. Pomarol, M. Muñoz, y R. López. 1993. Uso de los mases por las aves y su conservación en Los Monegros. *Alytes* **6**:335-349.
- Tellería, J. L. 1986. Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Raices, Madrid.
- Thomas, L., y K. Martin. 1996. The importance of analysis methods for breeding bird survey population trend estimates. *Conservation Biology* **10**:479-490.
- Tobias, J. A., y N. Seddon. 2002. Estimating population size in the subdesert mesite (*Monias benschi*): new methods and implications for conservation. *Biological Conservation* **108**:199-212.
- Todd, C. R., y M. A. Burgman. 1998. Assessment of Threat and Conservation Priorities under Realistic Levels of Uncertainty and Reliability. *Conservation Biology* **12**:966-974.
- Yoccoz, N. G., J. D. Nichols, y T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* **16**:446-453.

## **Anexo**

### **Protocolo de censo de cernícalo primilla**

Se detalla a continuación el protocolo de censo resultante, incluyendo las tablas de estima de la población reproductora.

#### *Fases*

1. localización de los lugares de reproducción
2. censo de las parejas reproductoras

#### *Calendario*

- Prospección: desde marzo
- Censo: del 20 de abril al 9 de mayo

#### *Horario*

- Por la mañana: de 8 a 13h aproximadamente, con preferencia hacia las primeras horas.
- Por la tarde: de 17 a 21h aproximadamente, con preferencia en torno a las 19-20h.

#### *Condiciones ambientales requeridas*

- Ausencia de lluvia intensa y de viento fuerte.
- Ausencia de molestias humanas que alteren el comportamiento de las aves.

#### *Requisitos del personal encargado*

Capacidad para la identificación de la especie.

#### *Método de localización de lugares de nidificación*

Inspección de masas y parideras, observación de ejemplares en los tejados o en las inmediaciones e identificación de comportamientos indicadores de reproducción (defensa de nido, cópulas, etc).

#### *Método de censo*

Conteo de individuos presentes en cada edificio ocupado, sin necesidad de especificar sexo, durante cinco minutos de observación y siguiendo las especificaciones horarias, de calendario y ambientales señaladas.

La estima del número de parejas se realizará consultando el número de aves observadas en las tablas de estima.

#### *Recomendaciones*

- Procurar que las condiciones en el momento de censo sean adecuadas (horario, clima, ausencia de molestias), y en caso necesario repetir el censo de las colonias dudosas.
- En caso de realizarse las dos rondas de censo, alternar el recorrido de visita a las colonias entre la mañana y la tarde.

#### *Limitaciones*

Las estimas para colonias individuales son poco precisas; en caso de necesitar conocer el número real de parejas de colonias concretas, es recomendable censar por método tradicional (observación a distancia con material óptico e identificación de nidos).

Tabla de estima de las parejas reproductoras para las observaciones del censo del periodo comprendido entre el 20 y el 29 de abril. OBS: número de ejemplares observados; NPP: número de parejas estimadas; R.I.: valor mínimo de parejas estimadas; R.S.: valor máximo de parejas estimadas.

OBS.	NPP	R.I.	R.S.
0	1	1	2
1	2	1	2
2	2	2	2
3	2	2	3
4	3	2	4
5	4	3	4
6	4	4	5
7	5	4	6
8	6	5	7
9	7	6	8
10	8	7	9
11	9	8	11
12	10	9	12
13	11	10	13
14	13	11	14
15	14	12	15
16	15	12	17
17	15	13	18
18	16	14	18
19	17	14	19
20	17	15	20
21	18	15	21
22	18	16	21
23	19	16	22
24	19	16	22
25	20	16	23
26	20	17	23
27	20	17	24
28	20	17	24
29	21	17	24
30	21	17	25

OBS.	NPP	R.I.	R.S.
31	21	17	25
32	22	17	26
33	22	17	27
34	23	17	28
35	23	18	29
36	24	18	30
37	25	18	31
38	26	19	33
39	27	20	35
40	28	20	36
41	29	21	38
42	31	22	40
43	32	22	42
44	33	23	44
45	35	24	46
46	36	25	48
47	38	26	50
48	40	27	52
49	41	28	55
50	43	29	57
51	45	30	60
52	47	31	63
53	49	33	65
54	51	34	68
55	53	36	71
56	56	37	74
57	58	39	77
58	61	41	80
59	63	43	84
60	66	45	87

Tabla de estima de las parejas reproductoras para el valor máximo de las observaciones realizadas en los dos periodos de censo. OBS: número de ejemplares observados; NPP: número de parejas estimadas; R.I.: valor mínimo de parejas estimadas; R.S.: valor máximo de parejas estimadas.

OBS.	NPP	R.I.	R.S.
0	1	1	1
1	1	1	2
2	2	1	2
3	2	2	3
4	3	2	3
5	3	3	4
6	4	3	5
7	5	4	5
8	6	5	6
9	6	5	7
10	7	6	9
11	8	7	10
12	10	8	11
13	11	9	12
14	12	10	13
15	13	11	15
16	14	12	16
17	15	13	17
18	16	14	18
19	17	14	19
20	17	15	20
21	18	15	20
22	19	16	21
23	19	16	22
24	19	17	22
25	20	17	23
26	20	17	23
27	20	17	24
28	21	17	24
29	21	17	25
30	21	17	25

OBS.	NPP	R.I.	R.S.
31	21	17	26
32	22	17	26
33	22	17	27
34	23	17	28
35	23	18	29
36	24	18	30
37	25	19	31
38	26	19	33
39	27	20	34
40	28	20	35
41	29	21	37
42	30	21	38
43	31	22	40
44	32	22	42
45	33	23	43
46	34	24	45
47	35	24	47
48	37	25	49
49	38	25	50
50	39	26	52
51	41	27	54
52	42	28	56
53	43	28	58
54	45	29	60
55	46	30	62
56	48	31	64
57	49	32	67
58	51	33	69
59	53	34	71
60	54	35	73

Tabla de estima de las parejas reproductoras para el valor medio de las observaciones realizadas en los dos periodos de censo. OBS: número de ejemplares observados; NPP: número de parejas estimadas; R.I.: valor mínimo de parejas estimadas; R.S.: valor máximo de parejas estimadas.

OBS,	NPP	R,I,	R,S,
0,0	1	1	1
0,5	1	1	2
1,0	2	1	2
1,5	2	2	2
2,0	2	2	2
2,5	2	2	3
3,0	3	2	3
3,5	3	2	3
4,0	3	3	4
4,5	4	3	4
5,0	4	4	5
5,5	5	4	5
6,0	5	4	6
6,5	6	5	7
7,0	6	5	7
7,5	7	6	8
8,0	8	6	9
8,5	8	7	9
9,0	9	8	10
9,5	10	8	11
10,0	10	9	12
10,5	11	9	13
11,0	12	10	13
11,5	12	11	14
12,0	13	11	15
12,5	14	12	15
13,0	14	12	16
13,5	15	13	17
14,0	15	13	17
14,5	16	14	18
15,0	16	14	18
15,5	16	14	19
16,0	17	14	19
16,5	17	15	20

OBS,	NPP	R,I,	R,S,
17,0	17	15	20
17,5	18	15	20
18,0	18	15	21
18,5	18	15	21
19,0	18	16	21
19,5	19	16	22
20,0	19	16	22
20,5	19	16	23
21,0	20	16	23
21,5	20	17	24
22,0	20	17	24
22,5	21	17	25
23,0	21	17	25
23,5	22	18	26
24,0	22	18	26
24,5	23	18	27
25,0	23	19	28
25,5	24	19	28
26,0	24	19	29
26,5	25	19	30
27,0	25	20	30
27,5	25	20	31
28,0	26	20	32
28,5	26	20	32
29,0	27	21	33
29,5	27	21	34
30,0	28	21	35
30,5	28	21	35
31,0	29	22	36
31,5	30	22	37
32,0	30	22	38
32,5	31	23	39
33,0	31	23	39
33,5	32	23	40

<b>OBS,</b>	<b>NPP</b>	<b>R,I,</b>	<b>R,S,</b>
34,0	32	23	41
34,5	33	24	42
35,0	33	24	42
35,5	34	24	43
36,0	34	25	44
36,5	35	25	45
37,0	35	25	45
37,5	36	25	46
38,0	36	26	47
38,5	37	26	47
39,0	37	26	48
39,5	37	26	49
40,0	38	26	49
40,5	38	27	50
41,0	39	27	51
41,5	39	27	51
42,0	40	27	52
42,5	40	27	53
43,0	40	28	53
43,5	41	28	54
44,0	41	28	55
44,5	42	28	55
45,0	42	28	56
45,5	42	28	56
46,0	43	29	57
46,5	43	29	58
47,0	44	29	58

<b>OBS,</b>	<b>NPP</b>	<b>R,I,</b>	<b>R,S,</b>
47,5	44	29	59
48,0	44	29	59
48,5	45	29	60
49,0	45	29	61
49,5	45	30	61
50,0	46	30	62
50,5	46	30	62
51,0	46	30	63
51,5	47	30	64
52,0	47	30	64
52,5	48	30	65
53,0	48	31	65
53,5	48	31	66
54,0	49	31	66
54,5	49	31	67
55,0	49	31	68
55,5	50	31	68
56,0	50	31	69
56,5	50	32	69
57,0	51	32	70
57,5	51	32	71
58,0	52	32	71
58,5	52	32	72
59,0	52	32	72
59,5	53	33	73





## **CAPÍTULO 2**

### **DESARROLLO DE UN MÉTODO DE ESTIMA DE LA PRODUCTIVIDAD POBLACIONAL Y SU TENDENCIA**



## Resumen

El seguimiento riguroso de la productividad de una población silvestre requiere una inversión de esfuerzo importante y supone en ocasiones un riesgo para la población estudiada. Hemos planteado un método de seguimiento de la tendencia de la productividad para el caso del cernícalo primilla, que nidifica en colonias de tamaño variable, que sea eficiente, consiguiendo datos válidos con una perturbación mínima de la población objeto de estudio y una inversión de esfuerzo razonable. Disponemos de una serie temporal de diez años de seguimiento de toda la población aragonesa de la especie. En primer lugar, hemos seleccionado el tipo de colonias a monitorizar, para después buscar el número mínimo de ellas necesario para obtener datos fiables. El protocolo resultante consiste en el seguimiento de al menos nueve colonias de cuatro o más parejas reproductoras. La productividad obtenida del estudio minucioso de estas colonias será una estima de la productividad poblacional fiable y comparable a la obtenida por el mismo método en otros periodos reproductores. Esto permitirá el seguimiento continuado a lo largo del tiempo y por lo tanto la detección de tendencias en la productividad de la población, que puede ser de utilidad tanto para la conservación de la especie como para estudios científicos sobre ella.

## Introducción

La literatura científica sobre el estudio de parámetros reproductores a largo plazo es muy abundante. Algunos trabajos consisten en descripciones de estos parámetros, sus relaciones y los factores que los regulan (Rotenberry y Wiens 1991; Blums *et al.* 2002; Rodríguez y Bustamante 2003; McDonald *et al.* 2004). Otros los emplean como posibles elementos explicativos o medidores de otras preguntas ecológicas, como la colonialidad o la dispersión (Danchin *et al.*

1998; Brown *et al.* 2000; Oro y Ruxton 2001; Serrano *et al.* 2004). Una línea de investigación importante que requiere frecuentemente del conocimiento de los datos de la reproducción es el estudio de la dinámica de poblaciones (Nur y Sydeman 1999; Reid *et al.* 2004). Esta línea muestra un gran interés no sólo desde el punto de vista de la investigación de las especies sino desde el aplicado, ya sea de cara a la conservación o al control de las poblaciones.

Como consecuencia del interés por conocer estos parámetros y debido a las dificultades que se encuentran en la naturaleza para obtenerlos con precisión, surgen desde mediados del siglo XX estudios encaminados a buscar métodos de trabajo que permitan estimarlos de manera adecuada. Mayfield (1961, 1975) describió un método que permitía estimar la supervivencia de los huevos y los pollos de un nido día a día, y en torno al cual se ha trabajado abundantemente (Dow 1978; Johnson 1979; Hensler y Nichols 1981). Otros estudios sobre metodología se han centrado en la comparación de diferentes formas de trabajo y en la estandarización de los métodos de seguimiento de la reproducción (Steenhof y Kochert 1982; Mousseau 1984; Gorman *et al.* 2003).

Las especies cuyos nidos son relativamente fáciles de observar escaparían del interés de estos últimos estudios, ya que es posible obtener información precisa sobre la reproducción por observación directa. Sin embargo, cualesquiera que sean las características de la especie, el seguimiento de los nidos implica siempre un coste e incluso un riesgo, por posibles pérdidas reproductoras debidas a perturbaciones humanas (p.ej. Steenhof 1987; de Villiers *et al.* 2005). El riesgo es mayor en el caso de las especies coloniales, ya que la agregación de los nidos hace que el seguimiento de cada pareja cause molestias a todas las demás. Por lo tanto se puede plantear una nueva línea de investigación dirigida a la optimización de los métodos de seguimiento, de tal forma que éstos supongan un escaso riesgo para la especie estudiada y que se apliquen de manera eficiente. La búsqueda de un método de seguimiento eficiente implica dos consideraciones básicas: los resultados deben ser válidos y

el esfuerzo destinado a obtenerlos debe ser el menor posible. Se trata por lo tanto de optimizar la relación entre el esfuerzo destinado a seguimiento y la precisión de los datos obtenidos.

El cernícalo primilla en el valle del Ebro nidifica tanto de manera solitaria como en colonias de hasta más de cuarenta parejas (Tella 1996). La variación en el tamaño de las colonias tiene su repercusión en el éxito reproductor; la depredación es la principal causa de fracaso en esta población (capítulo 6), y afecta desigualmente a las colonias de los distintos tamaños, con una mayor incidencia sobre parejas solitarias y colonias pequeñas (Serrano *et al.* 2005). En las especies coloniales el monitoreo comprende dos fases, la primera de acceso a la colonia y la segunda de acceso a los nidos. El desplazamiento a las colonias supone un esfuerzo independiente del número de parejas reproductoras asentadas en cada emplazamiento, es decir del número de nidos de que podamos obtener información, por lo que podemos decir que el coste de visitar un nido solitario es relativamente superior al de visitar uno incluido en una colonia. En cuanto al riesgo para la especie, el seguimiento de la productividad de nuestra población de estudio va a conllevar el ya mencionado riesgo debido a su carácter colonial, incrementado por el tipo de nidos usados por la especie, agujeros en los tejados (Forero *et al.* 1996), cuyo contenido no puede verse sin levantar las tejas correspondientes. Esta manipulación hace que la posible perturbación sea mayor para la colonia en conjunto y para los nidos particularmente, al correr el riesgo de modificar los accesos naturales a los nidos.

En nuestro estudio, tomamos como unidad muestral la colonia o lugar de nidificación. Tanto en términos de eficiencia como de reducción de molestias a las aves, es preferible minimizar el número de emplazamientos visitados y por ello disturbados. El trabajo sobre nidos individuales supondría o bien visitar más colonias o agrupar los nidos sin tener garantías de la validez de los resultados por la autocorrelación entre nidos de una misma colonia. El objetivo de este

capítulo es definir qué tipo de colonias son las más útiles de cara al seguimiento y determinar cuál es el número mínimo de colonias que es preciso estudiar para conocer de manera fiable la evolución temporal de la productividad de la población de una especie colonial.

## **Metodología**

### *Obtención de datos*

El control de los parámetros reproductivos se llevó a cabo de manera exhaustiva desde 1993 hasta 2000 en prácticamente toda la población de cernícalo primilla de Aragón, y durante 2001 y 2002 en una proporción representativa de colonias de distintos tamaños. Se incluye también la población navarra de la especie, monitorizada desde 1999 hasta 2002.

La localización de los lugares de nidificación y la identificación de los nidos ya ha sido descrita (ver apartado de metodología general y capítulo 1). En adelante, denominamos colonia a cada edificio ocupado por al menos una pareja reproductora. Cada colonia era observada a distancia en repetidas ocasiones y durante un periodo de tiempo tal que permitía diferenciar parejas asentadas de individuos prospectantes. Durante las observaciones a distancia se elaboraron esquemas detallados de la localización de los nidos dentro de las colonias. Así de cada edificio ocupado se obtenía una imagen del tejado con la ubicación exacta de cada nido. Los esquemas se utilizaban en las visitas a los nidos, lo que permitía minimizar el tiempo de permanencia en las colonias, y con ello las molestias a las especies nidificantes. Complementariamente se inspeccionaban otros huecos susceptibles de albergar nidos, en función de los indicios que se observaban en el tejado, como restos de presas, excrementos o egagrópilas.

En general, se consideran nidos activos aquellos huecos donde se observan indicios claros de reproducción (huevos, pollos o restos recientes de

éstos) (p.ej. Steenhof 1987). Al considerar el número de parejas reproductoras incluimos las parejas establecidas con claro comportamiento reproductor (e.g. defensa de nido y/o cópulas) en las fechas de mayor actividad en las colonias (Donazar *et al.* 1992), aunque no llegaran a reproducirse exitosamente. De este modo reducimos la sobreestimación de la productividad debida a no considerar fracasos muy tempranos, difícilmente detectables (Steenhof y Kochert 1982). La práctica totalidad de los nidos eran visitados al menos una vez, para obtener el éxito de vuelo de toda la población. Definimos la productividad como el número de pollos volados por pareja establecida. Se consideraron pollos volados los observados a partir de los 20 días de vida y no encontrados muertos posteriormente (Bustamante y Negro 1994; Tella 1996; Rodríguez y Bustamante 2003). La edad se calculó en base a la longitud de la octava primaria contada en orden descendente (Negro 1991).

#### *Análisis estadísticos*

La información que buscamos es la evolución temporal del éxito reproductor de la población de cernícalo primilla estudiada. Para ello, el dato de referencia es la productividad media de la población para cada año, calculada como la media de pollos volados por cada nido monitorizado. Se ha descrito que el éxito de los nidos está relacionado con la colonia en que se encuentran (Serrano *et al.* 2004), es decir los nidos de una colonia no son independientes entre sí, por lo que consideramos como unidad muestral la colonia; la productividad media de cada colonia será la obtenida a partir de sus nidos.

Los lugares de nidificación fueron clasificados en función del número de parejas reproductoras en cinco categorías: parejas solitarias, dos o tres parejas, de cuatro a nueve, de 10 a 27 parejas, y más de 27 (Tella 1996). Se realizó la descripción de la proporción de la población reproductora incluida en cada categoría. Se comparó la tendencia de productividad para toda la población calculada en base a los nidos frente a la tendencia de productividad de las



colonias de cuatro o más nidos calculada: (1) en base al conjunto de todos los nidos de la población y (2) en base a las productividades medias por colonia. El análisis se realizó mediante correlaciones no paramétricas de Spearman. Se llevaron a cabo dos aproximaciones, considerando únicamente los primeros ocho años de estudio intenso, e incluyendo los últimos dos años de seguimiento parcial de la población.

Para determinar el número mínimo de colonias a monitorizar se elaboró una base de datos que incluía la productividad media (promedio de pollos volados por pareja) observada en cada colonia y en cada uno de los años de estudio. Para cada año se añadió el dato de productividad de toda la población en base a los nidos (media de pollos volados por pareja reproductora sin considerar la colonia en que se ubica). El procedimiento seguido con esta información fue el siguiente. Para cada año se seleccionaban colonias aleatoriamente, desde tres hasta cincuenta (o el máximo disponible cuando este número era inferior a cincuenta), y se calculaba la media de sus productividades. El número de colonias varió entre años, incrementándose a lo largo de la serie temporal, por ser ésta la tendencia poblacional en cuanto a número de colonias y de parejas presentes en el área. Para cada uno de estos tamaños de muestra (de tres a cincuenta) y para cada año (de 1993 a 2000) se obtuvieron 100 combinaciones de colonias al azar, por lo tanto 100 valores medios de productividad para cada caso.

Para describir la tendencia de la productividad, se agruparon estos datos para obtener series temporales que incluían los ocho años de seguimiento, mediante la asignación aleatoria de un número a cada caso. Estas series se compararon con la serie compuesta por los valores reales (número medio de pollos volados por nido cada año) mediante correlaciones no paramétricas. De este modo se obtuvieron 100 valores de coeficiente de correlación ( $r_s$ ) para cada tamaño de muestra. Finalmente se determinó el número mínimo de colonias que había que visitar mediante una curva de acumulación representada a partir

de los coeficientes de correlación de cada tamaño de muestra con la productividad real, verificando este resultado con los análisis correspondientes (Kruskal-Wallis y U de Mann-Whitney).

Para los análisis estadísticos se empleó SPSS 11.5.

### Resultados

La distribución del número de parejas en función del tamaño de colonia donde nidifican está representada en la figura 1. Las parejas solitarias ocupan el 40% de los emplazamientos pero representan menos de un 10% de la población reproductora, mientras que estos porcentajes se invierten en el caso de colonias de entre 10 y 27 parejas. El 75% de los nidos de la población quedan incluidos en el 30% de los lugares de nidificación, en colonias formadas por cuatro o más parejas reproductoras.

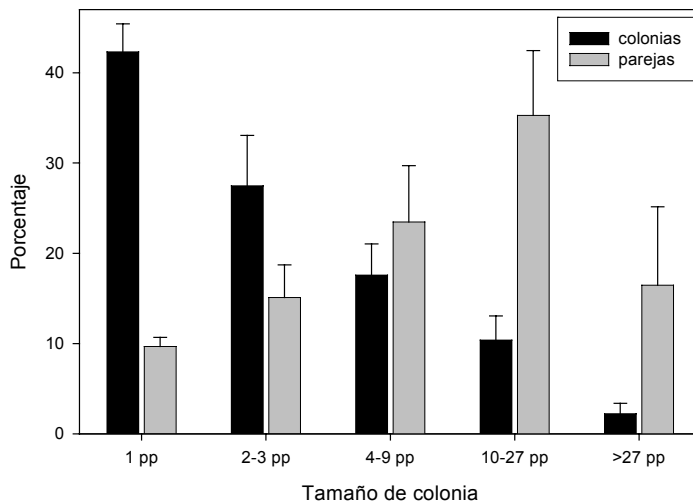


Figura 1. Distribución de la población reproductora de cernícalo primilla en el valle medio del Ebro en función del tamaño de colonia: porcentaje de colonias (barras negras) y de parejas reproductoras (barras grises) incluidas en cada categoría de tamaño de colonia (eje de abscisas). Se muestra la media para los años 1993 a 2000 con su desviación estándar.

Comparamos la evolución temporal de la productividad de la población calculada en base a todos los nidos controlados y este mismo parámetro calculado a partir de los nidos ubicados en colonias de al menos cuatro parejas. La correlación entre ambas resultó muy significativa (Rho de Spearman  $r_s=0,99$ ,  $P<0,001$ ,  $n=10$ ). Repetimos el análisis sustituyendo la segunda variable por la media de las productividades medias de colonias de cuatro o más parejas, y el resultado fue similar (Rho de Spearman  $r_s=0,91$ ,  $P<0,001$ ,  $n=10$ ), estando ambas variables altamente correlacionadas (figura 2). Al repetir estos análisis únicamente con los 8 años de seguimiento más intensivo obtuvimos nuevamente correlaciones muy significativas ( $r_s=0,97$   $P<0,001$ , y  $r_s=0,91$ ,  $P=0,002$ , respectivamente). La productividad media de colonias de una a tres parejas tiende a ser inferior a la media poblacional, y dentro de estas colonias la variabilidad en la productividad por colonia es muy elevada. La productividad de las colonias medianas y grandes por el contrario tiende a ser superior a la poblacional.

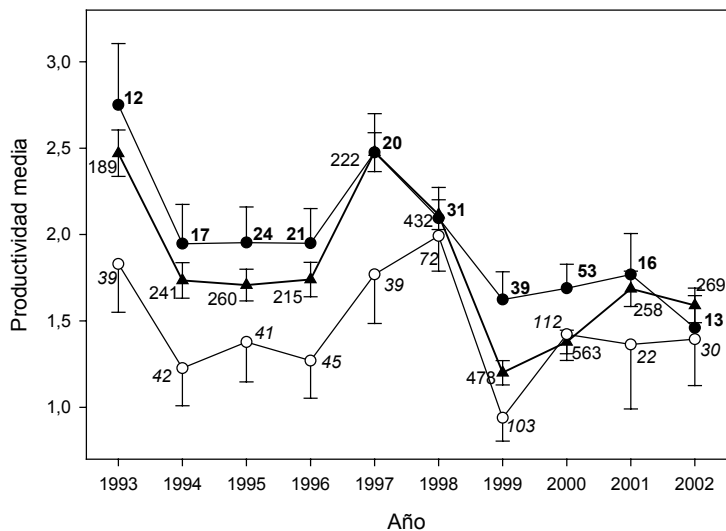


Figura 2. Productividad media para la población cada año de estudio basada en todos los nidos (triángulos negros), las colonias de tres o menos parejas (círculos blancos, números en cursiva) y las colonias de más de tres parejas (círculos negros, números en negrita). Los números representan los tamaños muestrales, que corresponden al número de nidos empleados para el primer caso y al número de colonias en los dos restantes.

La determinación del número mínimo de colonias a estudiar se basó en la curva de acumulación representada en la figura 3. Se observa una primera estabilización a partir de 9 colonias, en torno al coeficiente de correlación de 0,75. En torno a 17 colonias se observa una mejora en el ajuste, que se debe en parte a una limitación metodológica por el número de colonias medianas y grandes existentes en la población (el número de colonias de más de tres parejas para cada año está indicado en la figura 2). La representación similar realizada a partir de aleatorizaciones de colonias de todos los tamaños, sin excluir colonias pequeñas ni parejas solitarias, además de mostrar coeficientes de correlación inferiores en todo momento, se satura en un número superior de colonias (figura 3, interior).

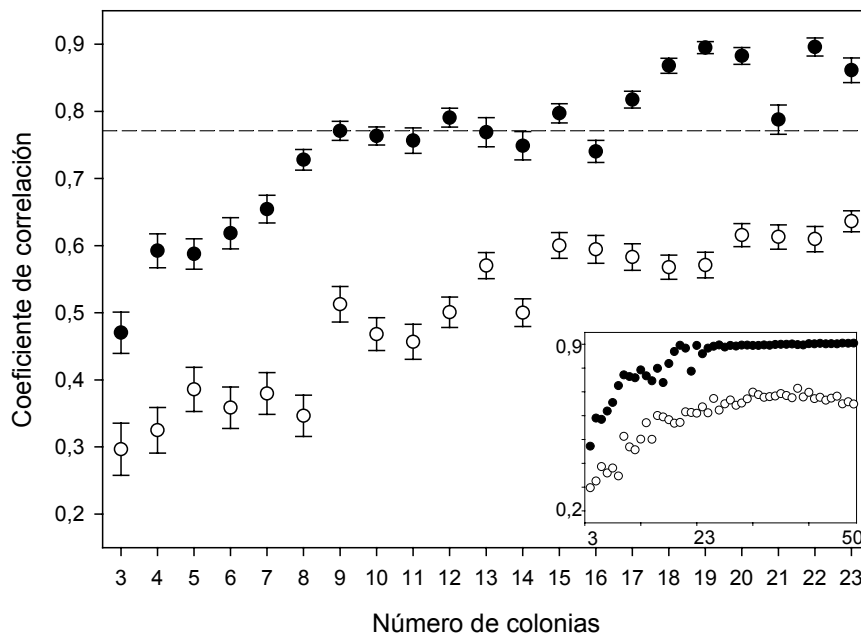


Figura 3. Curva de acumulación de los coeficientes de correlación obtenidos al comparar las tendencias de la productividad observada y la obtenida para todas las colonias (círculos blancos) y para aquellas de cuatro o más parejas (círculos negros). El eje de abscisas recoge el número de colonias seleccionadas en cada caso. Se representan el valor medio de las cien aleatorizaciones con su error típico. Dentro, la misma gráfica para el total de 50 colonias seleccionadas.

Siguiendo con la curva de acumulación basada en colonias medianas y grandes, los análisis estadísticos realizados muestran en primer lugar que hay diferencias dentro de ella. Dividimos la grafica en los tramos que la propia imagen sugiere (tabla 1). Los análisis confirmaron que existen diferencias significativas en la primera parte de la curva, con una saturación entre nueve y dieciséis colonias, y un tramo final nuevamente distinto. El tramo de estabilización considerado, de nueve a dieciséis, se analizó par a par y se observó que no hay un diferente comportamiento entre aleatorizaciones con sucesivos tamaños de muestra (todas las U de Mann-Whitney  $p > 0,14$ ). Si consideramos la curva hasta el número de 12 colonias, máximo para el que disponemos de datos todos los años (ver colonias por año en figura 2), se observan diferencias significativas en el tramo completo (Kruskal-Wallis  $\chi^2 = 181,5$ ,  $p < 0,001$ ) pero no entre nueve y doce colonias (Kruskal-Wallis  $\chi^2 = 3,05$ ,  $p = 0,38$ ).

Tabla 1. Resultados del análisis de la curva de acumulación mediante pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis. Se analiza la curva en su conjunto y por tramos, indicando en cada caso la significación estadística.

Número de colonias	Chi-cuadrado	P
3-23	584,74	<0,001
3-8	53,93	<0,001
9-16	11,61	0,114
9-23	207,85	<0,001
17-23	46,55	<0,001

## Discusión

Hemos buscado un método eficiente de seguimiento de la evolución temporal de la productividad poblacional de una especie colonial facultativa, el cernícalo primilla. La finalidad es que este seguimiento dé datos válidos optimizando los recursos destinados, y por lo tanto sea fácilmente aplicable, tanto con fines de conservación y manejo de la especie como científicos. Para ello hemos buscado respuesta a dos preguntas básicas: qué tipo de colonias y qué número mínimo de ellas hay que estudiar para obtener datos válidos. Nuestros resultados muestran que las colonias que mejor representan la población total en cuanto a evolución de productividad son las formadas por cuatro o más parejas, que son las que incluyen una mayor proporción del total de parejas reproductoras. Encontramos que el número mínimo de colonias que es necesario monitorizar es de nueve, con una adecuada correlación con la población total. Esta correlación no obstante mejora al aumentar el número de colonias incluidas. Sin embargo, en términos tanto de eficiencia como de reducción de las molestias a la especie, nos parece razonable el ajuste obtenido con el mínimo de nueve colonias.

Hemos definido la productividad total de la población en base al éxito reproductor de cada nido, por lo que puede considerarse que las preguntas planteadas no deberían hacer referencia a las colonias sino a los propios nidos. Sin embargo, la población está espacialmente organizada en agregaciones de tamaño variable, desde una hasta varias decenas de parejas reproductoras (Serrano *et al.* 2001). Los nidos de una misma colonia no son independientes (Serrano *et al.* 2004), por lo que podría darse la situación de un muestreo con un número suficiente de nidos pero de muy pocas colonias y no necesariamente representativo de la población. Se ha optado por tanto por tomar la colonia como unidad de muestreo, lo que tiene además ventajas de tipo práctico de cara a la organización del seguimiento continuado en el tiempo. Las colonias de cuatro o más parejas suponen un alto porcentaje de los nidos (75%) pero son

tan sólo el 30% de los emplazamientos, por lo que la posibilidad de emplear éstas reduce de por sí el esfuerzo de muestreo. En general, las especies coloniales presentan grandes variaciones en sus tamaños de colonia (Brown *et al.* 1990), por lo que las situaciones al enfrentar esta cuestión con otras especies serán similares a nuestro estudio; no obstante, en el caso de poblaciones con baja variación de tamaño de colonia esta consideración sobre cuál es el tipo de colonias sobre el que trabajar puede ser innecesaria y se podría trabajar directamente con todos los tamaños de colonia.

En nuestro caso, los análisis muestran un buen ajuste entre los resultados obtenidos a partir de las productividades medias por colonia de aquéllas de tamaño mediano y grande y los obtenidos a partir del total de nidos de la población. Esta aproximación sería poco conveniente si trabajáramos con todos los tamaños de colonia, ya que las colonias pequeñas y parejas solitarias, que en general presentan menor éxito reproductor, estarían equiparadas a colonias de gran número de nidos. Al trabajar con colonias de las consideradas más productivas, se espera una sobrestimación de la productividad. Por lo tanto, aunque la estima de la evolución temporal es buena, el valor de la productividad para cada año habrá que tomarlo con cautela. En este sentido habrá que tener en cuenta que se está tratando con un dato estimado, no real, lo que puede afectar por ejemplo a la validez de un modelo demográfico y no permitirá la comparación entre poblaciones salvo que se emplee el mismo método. Sin embargo, el empleo de la productividad “estimada” podría ser válido en algunos casos cuando éste sea el dato empleado para todos los años modelados, con la ventaja de que al facilitar el seguimiento continuado pueden obtenerse series temporales de datos más largas, y puede permitir la realización de éste cuando la obtención de datos reales es difícil (Robinson *et al.* 2004). No obstante, en general los datos de productividad van a ser importantes para el modelado demográfico (Clobert y Lebreton 1991), en cuyo caso la precisión del parámetro puede ser relevante (Martinez *et al.* 2005), por lo que se recomienda cautela en el uso de los datos estimados. Otra aproximación posible a partir de

este modelo sería la obtención de un factor de corrección que permita asimilar el valor estimado al real de la población.

Cualquiera que sea la finalidad del seguimiento, en este trabajo se ha buscado una respuesta con soporte científico que proporcione la certeza de que los esfuerzos son adecuados, minimizando el impacto, y los resultados obtenidos válidos. Las acciones de conservación de la naturaleza y en general de manejo de poblaciones deben tener una base científica que garantice su validez (Sutherland *et al.* 2004), incluyendo el seguimiento de estas poblaciones. Desde el punto de vista práctico, fundamentalmente de la gestión, este método de seguimiento de la productividad de la población de cernícalo primilla analizada es aplicable en términos de recursos necesarios, tanto humanos como económicos, y por la simplicidad es fácilmente accesible a los gestores (Pullin *et al.* 2004). Esta podría ser por lo tanto una vía de respuesta a la cuestión que se plantea en conservación cuando los recursos son limitados: qué y cómo monitorizar.

El protocolo de seguimiento que se deriva de este estudio es únicamente aplicable de manera inmediata a la población objeto de estudio. Sin embargo, consideramos que la forma de trabajo para obtener este protocolo sí es aplicable a otras poblaciones de la especie o a otras especies coloniales. La forma de proceder con los datos que hemos empleado puede aplicarse a cualquier base de datos con la información necesaria; el requisito fundamental es disponer de los valores de las productividades en un periodo de tiempo suficiente y que considere toda la variabilidad existente en la población. Como principal inconveniente de esta forma de trabajo, destaca el esfuerzo que supone la obtención de estos datos iniciales. Sin embargo los dos beneficios que se extraen de un protocolo adecuado deben tenerse en cuenta. En primer lugar, la certeza de disponer de datos válidos, y en segundo la posibilidad de obtenerlos con el menor esfuerzo posible y causando las mínimas molestias. La utilidad de este método de seguimiento en estudios científicos dependerá de los



objetivos del propio estudio, siendo adecuado siempre que puedan utilizarse valores relativos, y es innegable para la gestión, tanto de poblaciones amenazadas como plaga. Consideramos interesante por lo tanto la obtención de protocolos de seguimiento de la productividad para distintas poblaciones y especies coloniales, y el procedimiento aquí mostrado puede servir de base para su desarrollo.

### **Bibliografía**

- Blums, P., R. G. Clark, y A. Mednis. 2002. Patterns of reproductive effort and success in birds: path analyses of long-term data from European ducks. *J Anim Ecology* **71**:280-295.
- Brown, C. R., M. B. Brown, y E. Danchin. 2000. Breeding habitat selection in cliff swallows: the effect of conspecific reproductive success on colony choice. *Journal of Animal Ecology* **69**:133-142.
- Brown, C. R., B. J. Stutchbury, y P. D. Walsh. 1990. Choice of colony size in birds. *Trends in Ecology & Evolution* **5**:398-403.
- Bustamante, J., y J. J. Negro. 1994. The post-fledging dependence period of the lesser kestrel (*Falco naumanni*) in southwestern Spain. *Journal Raptor Research* **28**:158-163.
- Clobert, J., y J. D. Lebreton. 1991. Estimation of demographic parameters in bird populations. Pags 75-104 en C. M. Perrins, J. D. Lebreton, and G. J. M. Hiron, editores. *Bird population studies. Relevance to conservation and management*. Oxford University Press, Oxford.
- Danchin, E., T. Boulinier, y M. Massot. 1998. Conspecific reproductive success and breeding habitat selection: implications for the study of coloniality. *Ecology* **79**:2415-2428.

- de Villiers, M. S., J. Cooper, y P. G. Ryan. 2005. Individual variability of behavioural responses by Wandering Albatrosses (*Diomedea exulans*) to human disturbance. *Polar Biology* **28**:255-260.
- Donazar, J. A., J. J. Negro, y F. Hiraldo. 1992. Functional analysis of mate-feeding in the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Ornis Scandinavica* **23**:190-194.
- Dow, D. D. 1978. A test of significance for Mayfield's method of calculating nest success. *Wilson Bulletin* **90**:295-297.
- Forero, M. G., J. L. Tella, J. A. Donazar, y F. Hiraldo. 1996. Can interspecific competition and nest site availability explain the decrease of lesser kestrel *Falco naumanni* populations? *Biological Conservation* **78**:289-293.
- Gorman, L. R., D. K. Rosenberg, N. A. Ronan, K. L. Haley, J. A. Gervais, y V. Franke. 2003. Estimation of reproductive rates of burrowing owls. *Journal of Wildlife Management* **67**:493-500.
- Hensler, G. L., y J. D. Nichols. 1981. The Mayfield method of estimating nesting success: a model, estimators and simulation results. *Wilson Bulletin* **93**:42-53.
- Johnson, D. H. 1979. Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. *The Auk* **96**:651-661.
- Martinez, C. A., W. E. Grant, S. J. Hejl, M. J. Peterson, A. Martinez, y G. L. Waggenerman. 2005. Simulation of annual productivity and long-term population trends of white-winged doves in the Tamaulipan Biotic Province. *Ecological Modelling* **181**:149-159.
- Mayfield, H. 1961. Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bulletin* **73**:255-261.

- Mayfield, H. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* **87**:456-466.
- McDonald, P. G., P. D. Olsen, y A. Cockburn. 2004. Weather dictates reproductive success and survival in the Australian brown falcon *Falco berigora*. *J Anim Ecology* **73**:683-692.
- Mousseau, P. 1984. A comparison of two methods to assess the breeding success of ring-billed gulls. *Journal of Field Ornithol.* **55**:151-159.
- Negro, J. J. 1991. Ecología de poblaciones de cernícalo primilla *Falco naumanni*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Nur, N., y W. J. Sydeman. 1999. Demographic processes and population dynamic models of seabirds. Pags 149-188 en V. j. Nolan, editor. *Current Ornithology*. Kluwer Academic / Plenum, New York.
- Oro, D., y G. D. Ruxton. 2001. The formation and growth of seabird colonies: Audouin's gull as a case study. *Journal of Animal Ecology* **70**:527-535.
- Pullin, A. S., T. M. Knight, D. A. Stone, y K. Charman. 2004. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biological Conservation* **119**:245-252.
- Reid, J. M., E. M. Bignal, S. Bignal, D. I. McCracken, y P. Monaghan. 2004. Identifying the demographic determinants of population growth rate: a case study of red-billed choughs *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. *J Anim Ecology* **73**:777-788.
- Robinson, R. A., R. E. Green, S. R. Baillie, W. J. Peach, y D. L. Thomson. 2004. Demographic mechanisms of the population decline of the song thrush *Turdus philomelos* in Britain. *J Anim Ecology* **73**:670-682.

- Rodríguez, C., y J. Bustamante. 2003. The effect of weather on lesser kestrel breeding success: can climate change explain historical population declines? *Journal of Animal Ecology* **72**:793-810.
- Rotenberry, J. T., y J. A. Wiens. 1991. Weather and reproductive variation in shrubsteppe sparrows: a hierarchical analysis. *Ecology* **72**:1325-1335.
- Serrano, D., M. G. Forero, J. A. Donazar, y J. L. Tella. 2004. Dispersal and social attraction affect colony selection and dynamics of lesser kestrels. *Ecology* **85**:3438-3447.
- Serrano, D., D. Oro, E. Ursúa, y J. L. Tella. 2005. Colony size selection determines adult survival and dispersal preferences: Allee effects in a colonial bird. *The American Naturalist* **166** (2): E22-E31.
- Serrano, D., J. L. Tella, M. G. Forero, y J. A. Donazar. 2001. Factors affecting breeding dispersal decisions in the facultatively colonial lesser kestrel: individual experience versus conspecific cues. *Journal of Animal Ecology* **70**:568-578.
- Steenhof, K. 1987. Assessing raptor reproductive success and productivity. Pags 157-170 en B. A. G. Pendleton, B. A. Millsap, K. W. Cline, and D. M. Bird, editores. *Raptor management techniques manual*. National Wildlife Federation, Washington D.C.
- Steenhof, K., y M. N. Kochert. 1982. An evaluation of methods used to estimate raptor nesting success. *Journal of Wildlife Management* **46**:885-893.
- Sutherland, W. J., A. S. Pullin, P. M. Dolman, y T. M. Knight. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **19**:305-308.

Tella, J. L. 1996. Condicionantes ecológicos, costes y beneficios asociados a la colonialidad en el cernícalo primilla. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona, Barcelona.

## **CAPÍTULO 3**

### **DESCRIPCIÓN DE DORMIDEROS PREMIGRATORIOS Y PROPUESTA DE SEGUIMIENTO**



## **Resumen**

Los cernícalos primillas presentan un periodo de dispersión premigratoria desde las zonas de reproducción unos 200 km en dirección norte, antes de migrar a los cuarteles de invernada en África. En Aragón y Navarra, hemos observado la formación de dormideros comunales durante este periodo, desde finales del mes de junio hasta comienzo del mes de octubre. Los dormideros se distribuyen tanto dentro del área de reproducción como en otras zonas, probablemente en busca de alimento. Los sustratos elegidos para pernoctar son árboles de diferentes especies, líneas eléctricas y subestaciones de transporte de electricidad. El tamaño de las concentraciones es muy variable, destacando los formados en las subestaciones eléctricas. Estos fueron además los más duraderos en el tiempo, mientras que otros dormideros tuvieron una ocupación más puntual. Puesto que el conjunto de dormideros ubicados en subestaciones llegó a albergar el 95 % de los ejemplares censados, se describió la dinámica de éstos y se fijó el periodo de máxima ocupación como momento óptimo de censo, siendo éste el comprendido entre la última semana de agosto y la primera de septiembre. La alta concentración espacial, una importante proporción de ejemplares adultos congregados y la escasa presencia de individuos originarios de la zona de concentración hace que los dormideros ubicados en subestaciones tengan un gran interés de cara a la conservación de la especie.

## **Introducción**

Numerosas especies forman dormideros comunales, es decir agregados de individuos en un mismo lugar durante el tiempo de reposo, en algún momento de su fenología. Se han planteado distintas explicaciones para comprender el porqué de este comportamiento (ver revisión en Ward y Zahavi



1973; Jenkins *et al.* 1998). Algunas de las hipótesis más debatidas han sido “information centre hypothesis”, “recruitment centre hypothesis” y “two strategies hypothesis” (Weatherhead 1983; Marzluff *et al.* 1996; Richner y Heeb 1996; Danchin y Richner 2001), relativas sobre todo a la utilidad de forrajeo de las concentraciones. La agrupación puede suponer también una ventaja frente a la depredación (Weatherhead 1983; Blanco y Tella 1999), ya sea por la mayor capacidad para hacer frente a un depredador, tanto en la detección de éste como en el ataque, ya sea por un efecto de dilución, al disminuir la posibilidad de ser depredado entre más ejemplares. Otro posible beneficio es el ahorro energético (Clergeau y Simonnet 1996; McCafferty *et al.* 2001; Fisher *et al.* 2004) obtenido al buscar o crear un microclima que reduzca la diferencia térmica de los individuos con el ambiente. Por otra parte, los dormideros pueden tener una función social, en cuanto a facilitar la formación de parejas reproductoras (Blanco y Tella 1999).

A pesar de que no se conoce con certeza la razón de estas concentraciones de individuos (Beauchamp 1999), en cualquiera de los casos expuestos los dormideros comunales jugarían un importante papel en la conservación de las especies al influir en parámetros que regulan las poblaciones, como son la supervivencia de los individuos y la ocupación de lugares de nidificación. Por otra parte, se trata de un comportamiento muy extendido en aves y existente en cualquier momento del ciclo fenológico. En el caso de los dormideros que ocurren fuera del periodo reproductor puede tratarse además del lugar de referencia, como los nidos lo son en la época reproductora. Los dormideros premigratorios corresponden a este tipo, al formarse una vez finalizada la reproducción. Todo esto nos lleva a pensar que un planteamiento completo de seguimiento o conservación de una población debe contemplar este momento del ciclo anual y de especial manera los dormideros.

El cernícalo primilla es un ejemplo de especie social, colonial facultativa durante el periodo reproductor y formadora de dormideros comunales durante todo el año. Así, se conocen dormideros de tamaño variable ligados a los lugares de nidificación durante el periodo reproductor (Palumbo 1997) y dormideros de grandes dimensiones, varios miles de individuos, en los cuarteles de invernada (Pepler *et al.* 1996). Esto deja un periodo de tiempo que ha sido menos estudiado, el de dispersión posreproductora o premigratoria, que abarca desde que los pollos vuelan de sus nidos hasta la migración de las aves a África. La primera información obtenida en este sentido en España muestra una clara dispersión de los individuos en dirección norte (Bustamante y Negro 1994; García Fernández 2000; Olea 2001b) con unas distancias medias de 210 km. recorridos, al tiempo que se han detectado concentraciones de ejemplares de esta especie en zonas con escasa presencia como nidificante, como es el caso de León (Olea 2001a; Olea *et al.* 2004) o de Navarra (Ursúa y Tella 2001), y en números muy superiores a lo esperado por su población reproductora, como en Extremadura (DEMA) y Francia (P. Pilard, com.pers.). En este marco nos planteamos estudiar los dormideros de Aragón y Navarra.

Nuestro objetivo en este estudio fue la descripción de los dormideros premigratorios de cernícalo primilla en nuestra zona de trabajo para (1) determinar la importancia para la conservación de la especie de estas concentraciones en base a censos y composición por sexo y edad, es decir tanto en términos numéricos totales como en función de la importancia relativa de cada sexo y clase de edad, y (2) definir un método de seguimiento adecuado que permita llevar a cabo un control continuado en el tiempo de las concentraciones y monitorizar su evolución.

## **Metodología**

El área de estudio comprendió la totalidad de las comunidades de Aragón y Navarra, prestando especial atención al área potencial de distribución

del cernícalo primilla (ver área de estudio, en Introducción general, y figura 1). Esta ampliación del territorio considerado potencial se basó en observaciones estivales de la especie, reforzadas por la gran dispersión posreproductiva descrita en la Península Ibérica (Bustamante y Negro 1994; García Fernández 2000; Olea 2001b).

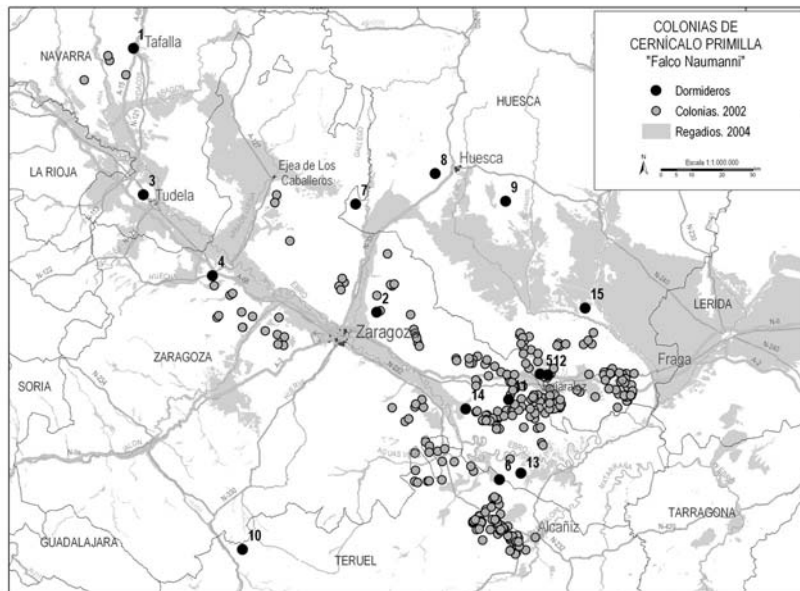


Figura 1. Área de estudio para la búsqueda de dormideros. Se muestra la población reproductora del año 2002 y la ubicación de los dormideros en ese año (códigos de los números en tabla 1).

La búsqueda de dormideros abarcó los meses de julio a septiembre desde 2001 hasta 2004, con diferente intensidad de búsqueda. Se prospectó de manera sistemática durante el verano de 2002. En 2001 se prospectó únicamente Navarra y en 2003 y 2004 se inspeccionaron de manera específica las subestaciones eléctricas, que constituyen el sustrato más utilizado. Las principales zonas de búsqueda se determinaron en base a observaciones de guardas forestales, ornitólogos, etc. Las prospecciones se realizaron siempre por

la tarde, y consistieron en la búsqueda de grupos de caza de cernícalos primillas que posteriormente eran seguidos hasta los dormideros. Una vez localizados los puntos en que las aves pernoctaban, se identificaba el sustrato elegido como dormidero y se procedía al censo e identificación de los individuos.

La proporción de sexos y edades de los ejemplares concentrados se describió a lo largo de todos los años de seguimiento. Se diferenciaron básicamente tres grupos, machos adultos o subadultos, hembras adultas o subadultas y pollos; no se diferenciaron las clases de edad de subadultos y adultos, por lo que en adelante hablaremos de adultos. Las observaciones se realizaron a distancia con ayuda de telescopios. Hay que señalar sin embargo las dificultades para llevar a cabo esta identificación. Por un lado las malas condiciones de luz, al llegar los ejemplares al atardecer, y las grandes distancias (en especial en las instalaciones eléctricas) suponen una importante traba en la identificación. Además, las hembras y los pollos muestran un plumaje muy parecido, especialmente al final del periodo postreproductor cuando ambos grupos tienen las plumas de vuelo nuevas, y pueden confundirse con facilidad, por lo que de cara a mostrar la información se ha preferido unificar las dos categorías que generan dudas. En estas mismas observaciones se investigó la presencia de ejemplares marcados y en su caso se procuró leer las anillas de lectura a distancia para conocer la procedencia de los individuos. Los datos que obteníamos eran varias series por dormidero y día de observación, por lo que hemos seleccionado para hacer los cálculos el momento de máximo número de avistamientos.

Los censos se llevaron a cabo al atardecer, durante la entrada de los cernícalos al dormidero, y a una distancia suficiente para no molestar a las aves, empleando material óptico (prismáticos y telescopios). En algunos casos fue necesario realizar el censo entre varias personas situadas en distintos puntos para abarcar todas las zonas de entrada de las aves; con el fin de evitar duplicar

los conteos, se anotaron las direcciones y horas de entrada de los individuos y se contrastaron los datos entre los miembros del equipo.

Se realizaron distintos tipos de censo: censos puntuales, de los distintos dormideros en diferentes momentos del periodo de ocupación; censos periódicos para describir la dinámica temporal durante los meses estivales, realizados en La Serna de 2001 a 2003 y en Tafalla en 2001 con una periodicidad semanal aproximadamente; y censos simultáneos a razón de uno por año, en 2002 en todos los dormideros controlados para conocer el tamaño de la población estival y en 2003 y 2004 en los cuatro de mayor entidad para determinar la variación interanual. Los censos simultáneos se realizaron cada año entre el uno y tres de septiembre, coincidiendo con la máxima ocupación. Los dormideros no situados en subestaciones fueron censados de manera aproximada el día de su localización y simultáneamente el 2 de septiembre de 2002.

## **Resultados**

Los primeros dormideros premigratorios descritos en nuestra área de estudio se situaban en subestaciones de transporte de electricidad (Ursúa y Tella 2001). Durante 2001 y 2002 se estudió la evolución temporal en número de individuos en los dormideros conocidos en subestaciones, dos y cuatro cada año respectivamente, y se observó la composición por clases de edad y sexo, así como la presencia de aves marcadas. Los primeros ejemplares se observaron en junio, a partir de mediados de julio se acentuó el ascenso en el número de aves concentradas, coincidiendo con el abandono de las colonias de reproducción, alcanzando el máximo de ocupación entre final de agosto y principios de septiembre, para descender a continuación hasta el inicio de octubre (figuras 2 y 3).

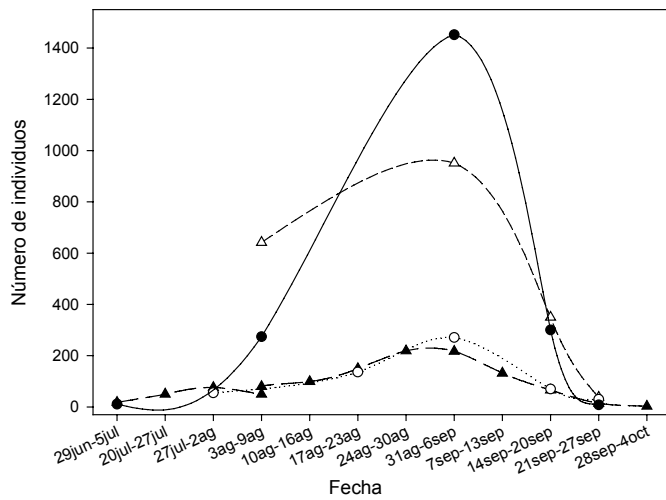


Figura 2. Evolución temporal de los cuatro dormideros ubicados en subestaciones durante el año 2002 (símbolos blancos, aquellos situados en Aragón, símbolos negros en Navarra).

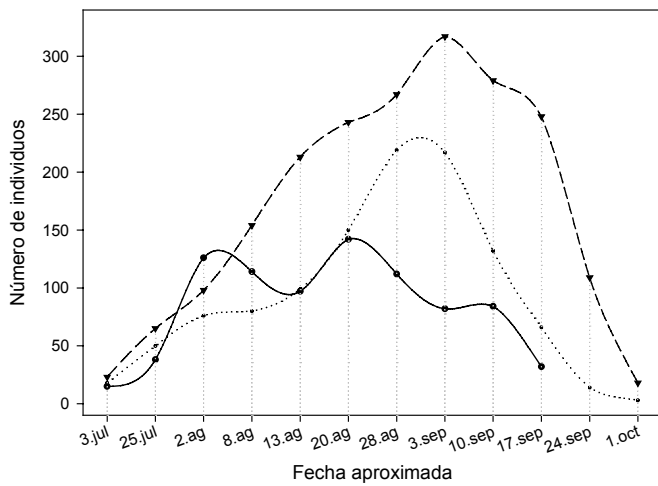


Figura 3. Evolución temporal de uno de los dormideros estudiados desde 2001 (círculo negro y línea continua) a 2003 (triángulo invertido).

La búsqueda de nuevas concentraciones se realizó por toda el área de estudio durante el año 2002. Se localizaron en total 13 dormideros distribuidos por toda la área de estudio (figura 1) y cuatro zonas donde se detectaron ejemplares sin conseguir localizar el punto en el que se encontraba el dormidero. No se descarta la existencia de otros dormideros de pequeño tamaño o de escasa duración temporal que pasaran desapercibidos. Los

sustratos empleados por los cernícalos primillas para pernoctar (tabla 1) fueron árboles (5 casos), subestaciones de transporte de electricidad (4 casos) y líneas de transporte de electricidad (4 casos). En el primer caso, se trató tanto de árboles aislados como agrupaciones, y las especies fueron sabinas (*Junniperus turifera*), carrascas (*Quercus ilex*), almendros (*Amygdalus communis*) y pinos (*Pinus sp*). Las subestaciones acogieron el mayor número de aves en el momento del censo simultáneo, concretamente el 94% de los ejemplares censados. Los restantes dormideros habían experimentado un importante descenso, incluso en algunos casos habían llegado a desaparecer; no obstante, en ningún caso habían alcanzado la magnitud de las principales concentraciones encontradas (tabla 1).

Tabla 1. Dormideros localizados y censados en el periodo estival de 2002 (ver figura 1, los números del mapa corresponden con el código Cód.). Se indican el sustrato y el número de ejemplares censados el día de la primera visita (censo aproximado) y en el censo simultáneo.

<b>Dormidero</b>	<b>Cód.</b>	<b>Sustrato</b>	<b>Primer censo</b>	<b>Censo simultáneo</b>
Tafalla	1	subestación	11	1452
Villamayor	2	subestación	642	951
La Serna	3	subestación	18	217
Magallón	4	subestación	55	271
Gurrea	5	carrascas	114	70
Torres Secas	6	carrascas	44	39
Blecua	7	carrascas	87	75
Burbáguena	8	almendros/pinos	44	10
Retuerta	9	sabinas	20	0
Pudiar	10	línea eléctrica	41	0
Balsa Salada	11	línea eléctrica	31	7
Gelsa	12	línea eléctrica	10	0
Alcolea	13	línea eléctrica	10	0

En el año 2004, último de seguimiento, se localizaron dos nuevas subestaciones ocupadas (tabla 2). El nuevo dormitorio de Peñalba corresponde al que anteriormente era Pudier. La distancia entre ambos emplazamientos es inferior a dos kilómetros de distancia. Los apoyos de línea eléctrica anteriormente empleados como dormitorios fueron en 2004 los posaderos tanto a la entrada como a la salida de la subestación. En cuanto a Aragón, se sitúa a unos siete kilómetros del anterior dormitorio de Balsa Salada, lo que sugiere que podría haberse producido otro desplazamiento del dormitorio, si bien no pudo ser comprobado.

Tabla 2. Censo de los dormitorios ubicados en subestaciones en el momento de máxima ocupación los cuatro años de seguimiento.

Dormitorio	2001	2002	2003	2004
Peñaflor	-	951	489	319
Magallón	160	271	317	207
La Serna	84	217	292	108
Tafalla	843	1452	1349	1018
Peñalba	0	0	0	65
Aragón	0	0	0	25
Total	1087	2891	2447	1805

El horario de ocupación de los dormitorios se ciñe a las horas de la noche. La entrada en los dormitorios comienza lentamente desde más de una hora antes del ocaso. Sin embargo es cuando restan entre media y una hora cuando la entrada es más intensa y dura hasta unos minutos después de la puesta de sol, entrando los últimos ejemplares cuando apenas queda luz (figura 4). La salida durante el amanecer tiene lugar en un intervalo de tiempo escaso, desde unos veinte minutos antes del orto hasta unos 10-20 minutos después.

En cuanto a la composición por edades, podemos ver cómo la proporción de machos adultos respecto al total de individuos identificados varía a lo largo del periodo de ocupación, siendo más abundantes al comienzo de la formación del dormitorio y descendiendo marcadamente a finales de septiembre (figura 5). Si consideramos que la proporción de machos y hembras



es similar y extraemos ese dato del cómputo conjunto de hembras y jóvenes (figura 6), podemos poner de relevancia la evolución de los jóvenes: éstos llegan a los dormideros a lo largo del mes de agosto y permanecen durante más tiempo que los adultos, siendo durante el periodo de máxima ocupación la proporción entre edades similar a la de la población reproductora (productividad media de 2002 en la zona de estudio 1.57 pollos/nido, capítulo 2). Los datos de que disponemos de dormideros ubicados en árboles coinciden aproximadamente con estos resultados: una proporción de 39% y 30% machos respectivamente en sendas observaciones en Torres Secas y Gurrea fechadas el 20 de agosto y el 2 de septiembre.

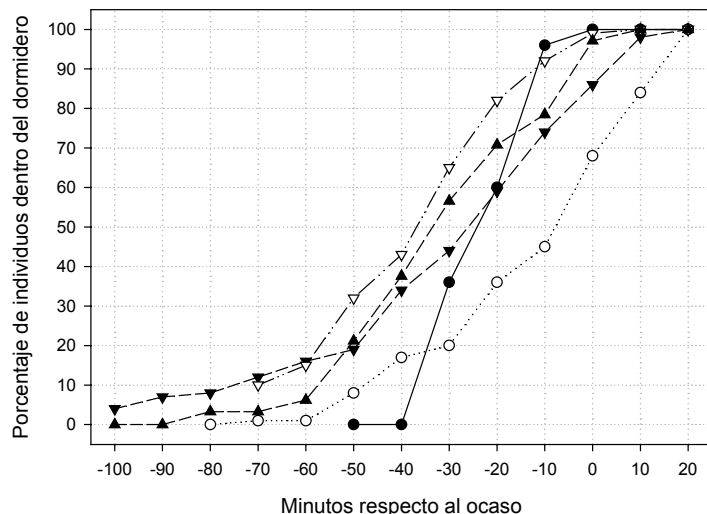


Figura 4. Porcentaje acumulado de ejemplares entrando en el dormidero, cada diez minutos, desde antes (valores negativos) hasta después (valores positivos) del ocaso. Se representan datos de La Serna (5/08/02, círculos negros), Villamayor (6/08/02, círculos blancos) y Tafalla (4/08/02, triángulos negros; 2/09/02, triángulos negros invertidos; 2/09/03, triángulos blancos).

La observación de anillas indicó un bajo porcentaje de aves marcadas. Tomando para cada dormidero y día el momento de mayor número de ejemplares observados, obtenemos que en el conjunto de dormideros seguidos en 2001, el 14,9% de las aves estaban marcadas (141 individuos observados), siendo este valor de 6,1% en 2002 (437 ejemplares observados). La mayor parte de las aves marcadas fueron identificadas como originarias de las poblaciones aragonesa o navarra, con excepciones procedentes de Cataluña y un ejemplar de Jaén. Algunas anillas que no pudieron ser leídas completamente pueden proceder de La Rioja o Madrid, de acuerdo a sus características. Asimismo de 22 ejemplares recogidos en el centro de recuperación de fauna silvestre de la Alfranca desde 1998 hasta 2004 en época estival únicamente 3 estaban marcados, todos procedentes de la población aragonesa. Hay que destacar un ave recuperada unos 120 km al norte de su lugar de nacimiento.

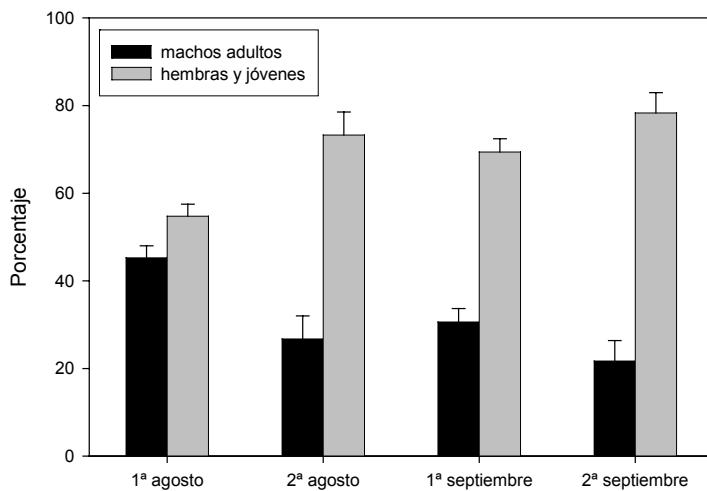


Figura 5. Proporción de machos adultos (barras negras) y hembras y jóvenes (barras grises) en los dormideros ubicados en subestaciones a lo largo de periodo estival, en los intervalos de tiempo siguientes: 1-4 agosto, 26 agosto-3 septiembre, 7-10 septiembre y 17-21 septiembre. Los datos corresponden a la media de los porcentajes observados en los distintos dormideros con su error estándar.

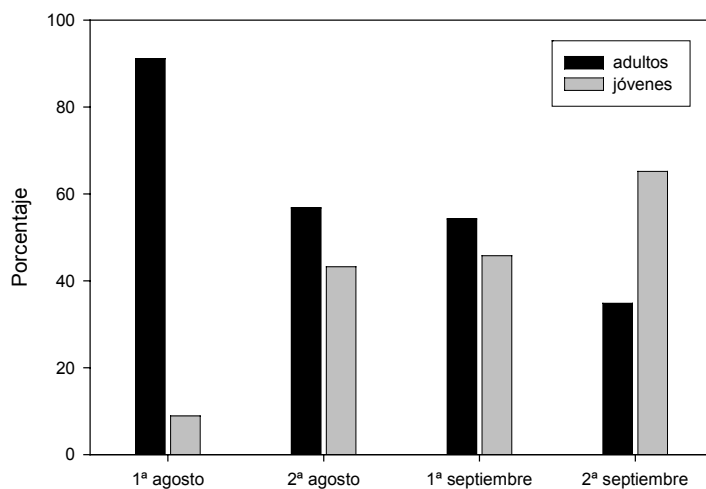


Figura 6. Proporción de edades, considerando que el número de hembras y machos adultos es idéntico, en los dormideros ubicados en subestaciones a lo largo del periodo estival.

## Discusión

Se han localizado importantes zonas de concentración de cernícalos primillas dentro de la zona de distribución de la población reproductora de la especie en Aragón y Navarra pero también excediendo esa área. Esta población presenta actualmente una tendencia expansiva, colonizando nuevas zonas aptas para la especie. Este proceso, importante para garantizar la permanencia de la especie, es lento debido a la fuerte filopatría de la especie y a la atracción que ejercen zonas con mayor presencia de conoespecíficos (Serrano y Tella 2003). En algunas zonas periféricas de la actual zona de distribución de la especie, las observaciones estivales fueron previas a los registros de reproducción (p.ej. Alcañiz, hoya de Huesca, Gallocanta, Montes del Cierzo). Otras zonas de concentración estival, como la zona media de Navarra y el límite occidental de Aragón, vienen mostrando un importantísimo crecimiento de la población reproductora. Cabe pensar por lo tanto que estas concentraciones pueden estar

facilitando el reforzamiento de los núcleos poblaciones y la expansión geográfica. La fidelidad interanual a las zonas de concentración premigratoria, observada también en otras regiones (Olea *et al.* 2004), permite definir áreas de importancia para la especie durante el periodo estival. En el caso de dormideros ubicados en sustratos diferentes de subestaciones de transporte de electricidad la localización exacta del dormidero ha variado, entre años y dentro del mismo año en algunos casos, pero siempre dentro de las mismas zonas.

El uso de estas zonas de dispersión premigratoria en nuestra área de estudio varía a lo largo del periodo estival. Por lo que hemos observado, durante la primera mitad de este periodo aproximadamente, desde la emancipación de los pollos y hasta finales del mes de agosto, las concentraciones de primillas están muy dispersas en el territorio y parece que se van reuniendo hasta formar los grandes dormideros censados en las subestaciones de transporte de electricidad. El hecho de contar con determinados dormideros que concentran un porcentaje tan importante de individuos (95% en nuestro caso) ofrece una gran oportunidad de cara al seguimiento de la especie, ya que permite que se realice el seguimiento del periodo premigratorio sin necesidad de localizar y censar todos los dormideros del territorio. La descripción de la evolución temporal de uso de las subestaciones permite determinar cuál es el momento de máxima ocupación de éstas por parte de los cernícalos. Se ha observado un pico claro, lo que permite fijar el momento idóneo de censo en ese intervalo. Este máximo coincide con el encontrado por Olea *et al.* (2004), si bien en ese estudio se detectó un pico anterior no observado en nuestro caso.

Las mayores congregaciones se han localizado en subestaciones de transporte de electricidad (Ursúa y Tella 2001). Las cuatro inicialmente ocupadas se han mantenido a lo largo del tiempo, como se ha señalado, pero además los primillas han ocupado dos nuevas durante este estudio, en sitios donde ya se conocían dormideros estivales. Esta presencia mayoritaria en

subestaciones de transporte de electricidad conlleva también un riesgo, por un lado por el tipo de sustrato como se analizará más adelante, y además por la vulnerabilidad que supone la concentración del 95% de los ejemplares en tan sólo cuatro puntos. Demográficamente, un factor relevante es la estructura por edades de las congregaciones, ya que los individuos reproductores tienen mayor peso en la dinámica de poblaciones (Hiraldo *et al.* 1996). La proporción de ejemplares adultos y subadultos (potencialmente reproductores en ambos casos) respecto a los jóvenes varía a lo largo del periodo de ocupación: los adultos son los primeros en llegar a los dormideros y proporcionalmente son los primeros en abandonarlos para migrar. En el momento de máxima ocupación los ejemplares adultos pueden suponer cerca del 60% de los individuos, un número importante tanto en términos relativos como absolutos del número de ejemplares que supone. Asimismo la escasa presencia de ejemplares marcados frente a la alta proporción de la población reproductora local marcada (estimada hasta el año 2000 en el 60-80%) indica que buena parte de las aves congregadas no proceden de la zona de estudio. Tanto nuestros datos como la bibliografía disponible indican que los cernícalos que componen los dormideros estivales pueden proceder de diversas y lejanas poblaciones ibéricas. A la vista de estos datos cualquier incidencia negativa en estos dormideros podría tener implicaciones catastróficas para la especie. Esto pone de relevancia la importancia de estudiar el periodo postreproductivo de las especies migratorias e incluir potenciales riesgos relacionados con el mismo en los planes de conservación.

En resumen, se han encontrado grandes concentraciones de cernícalos primillas muy agrupadas en el espacio. El tamaño de estas congregaciones y la elevada presencia de adultos hacen que sean puntos altamente importantes en términos de demografía de la especie (Hiraldo *et al.* 1996). Por otra parte, la clara preferencia de un sustrato antrópico como son las subestaciones de transporte de electricidad obliga a prestar atención a la presencia de una especie protegida. En definitiva, se ha puesto de manifiesto la necesidad de

estudiar el ciclo completo de presencia de las especies, no sólo el periodo reproductor, para poder analizar la importancia para la conservación e incluir medidas para favorecer la permanencia de las poblaciones. En el caso concreto que nos ocupa, el periodo premigratorio puede tener gran importancia en términos de conservación, ya que actuaciones que perjudiquen a las congregaciones puede tener repercusiones graves en la dinámica poblacional de la especie y pueden frenar o incluso reducir la expansión geográfica. Al mismo tiempo se han hecho propuestas de seguimiento basadas en el conocimiento de los dormideros de cernícalo primilla. Nuestras conclusiones invitan a la realización de estudios similares sobre otras especies migratorias.

El papel de las concentraciones premigratorias en el mantenimiento de la población reproductora puede ir más allá del mero albergue de los ejemplares reproductores. Por un lado, los dormideros forman parte de la dispersión postreproductora de los individuos nacidos en el año, contribuyendo a las funciones de esta dispersión, como pueden ser la utilización de zonas más ricas en alimento para preparar la migración o la creación de un mapa de navegación (Morton *et al.* 1991). Por otra parte, pueden contribuir al reforzamiento de la población local, aquella más próxima a los lugares de concentración, ya sea por el reclutamiento de nuevos ejemplares reproductores en el grueso de la población (Blanco y Tella 1999) o por la colonización de la periferia de la zona de distribución, lo que dotaría asimismo a la población de mayor estabilidad. Aunque esta última hipótesis de reclutamiento de reproductores parece poco probable en nuestro caso por la fuerte filopatría de la especie (Olea 2001b; Serrano *et al.* 2003), sí podría estar dándose a una escala geográfica de metapoblación, facilitando la dispersión de los ejemplares y contribuyendo a la persistencia de la población (Reed y Levine 2005). En conclusión, las funciones de las concentraciones pueden variar según las especies, pero en cualquiera de los casos su importancia ecológica es indudable y con ello su interés para la conservación y para el conocimiento de las especies.

## Bibliografía

- Beauchamp, G. 1999. The evolution of communal roosting in birds: origin and secondary losses. *Behavioral Ecology* **10**:675-687.
- Blanco, G., y J. L. Tella. 1999. Temporal, spatial and social segregation of red-billed choughs between two types of communal roost: a role for mating and territory acquisition. *Animal Behaviour* **57**:1219-1227.
- Bustamante, J., y J. J. Negro. 1994. The post-fledging dependence period of the lesser kestrel (*Falco naumanni*) in southwestern Spain. *Journal Raptor Research* **28**:158-163.
- Clergeau, P., y E. Simonnet. 1996. Microclimate in communal roost sites of starlings *Sturnus vulgaris*. *Journal für Ornithologie* **137**:358-361.
- Danchin, E., y H. Richner. 2001. Viable and unviable hypotheses for the evolution of raven roosts. *Animal Behaviour* **61**:F7-F11.
- Fisher, R., Q. Fletcher, C. Willis, y R. Brigham. 2004. Roost selection and roosting behavior of male common nighthawks. *American Midland Naturalist* **151**:79-87.
- García Fernández, J. 2000. Dispersión premigratoria de Cernícalo Primilla *Falco naumanni* en España. *Ardeola* **47**:197-202.
- Hiraldo, F., J. J. Negro, J. A. Donazar, y P. Gaona. 1996. A demographic model for a population of the endangered lesser kestrel in southern Spain. *Journal of Applied Ecology* **33**:1085-1093.
- Jenkins, E. V., T. Laine, S. E. Morgan, K. R. Cole, y J. R. Speakman. 1998. Roost selection in the pipistrelle bat, *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae, in northeast Scotland. *Animal Behaviour* **56**:909-917.

- Marzluff, J. M., B. Heinrich, y C. S. Marzluff. 1996. Raven roosts are mobile information centres. *Animal Behaviour* **51**:89-103.
- McCafferty, D. J., J. B. Moncrieff, y I. R. Taylor. 2001. Howmuch energy do barn owls (*Tyto alba*) save by roosting? *Journal of Thermal Biology* **26**:193-203.
- Morton, M. L., M. W. Wakamatsu, M. E. Pereyra, y G. A. Morton. 1991. Postfledging dispersal, habitat imprinting, and philopatry in a montane, migratory sparrow. *Ornis Scandinavica* **22**:98-106.
- Olea, P. P. 2001a. Contribución al conocimiento de la ecología de tres especies de aves coloniales: buitre leonado *Gyps fulvus*, cernícalo primilla *Falco naumanni* y graja *Corvus frugilegus*. Universidad de León.
- Olea, P. P. 2001b. Postfledging dispersal in the endangered lesser kestrel *Falco naumanni*. *Bird Study* **48**:110-115.
- Olea, P. P., R. Vera, A. de Frutos, y H. Robles. 2004. Premigratory Communal Roosts of the Lesser Kestrel in the Boreal Summer. *Journal of Raptor Research* **38**:278-282.
- Palumbo, G. 1997. *Il Grillaio*. Altrimedia Edizioni, Matera.
- Pepler, D., B. De Villiers, y R. Marin. 1996. An approach to management planning for lesser kestrels (*Falco naumanni*) overwintering in Africa. Pages 239-250 in J. Muntaner, and J. Mayol, editors. *Biología y conservación de las Rapaces Mediterráneas*. SEO, Madrid.
- Reed, J. M., y S. H. Levine. 2005. A model for behavioral regulation of metapopulation dynamics. *Ecological Modelling* **183**:411-423.
- Richner, H., y P. Heeb. 1996. Communal life: honest signaling and the recruitment center hypothesis. *Behavioral Ecology* **7**:115-119.



- Serrano, D., y J. L. Tella. 2003. Dispersal within a spatially structured population of lesser kestrels: a role of spatial isolation and conspecific attraction. *Journal of Animal Ecology* **72**:400-410.
- Serrano, D., J. L. Tella, J. A. Donazar, y M. Pomarol. 2003. Social and individual features affecting natal dispersal in the colonial lesser kestrel. *Ecology* **84**:3044-3054.
- Ursúa, E. y J.L. Tella. 2001. Unusual large communal roost of Lesser Kestrels in two electric substations of Northern Spain: implications for the conservation of Spanish populations. 4th Eurasian Conference of the Raptor Research Foundation, Sevilla.
- Ward, P., y A. Zahavi. 1973. The importance of certain assemblages of birds as "information-centres" for food-finding. *Ibis* **115**:517-534.
- Weatherhead, P. J. 1983. Two principal strategies in avian communal roosts. *The American Naturalist* **121**:237-243.

## **CAPÍTULO 4**

**¿PUEDEN LOS ISÓTOPOS ESTABLES DETERMINAR EL  
ORIGEN DE LOS DISPERSANTES PREMIGRATORIOS?**



## **Resumen**

Para el cernícalo primilla, se han descrito movimientos dispersivos premigratorios a grandes distancias desde las zonas de reproducción. Los dormideros premigratorios encontrados en el valle medio del Ebro están compuestos en gran medida por ejemplares procedentes de otras regiones, como sugiere la baja presencia de aves marcadas pese al gran esfuerzo de marcaje de la población local. El análisis de isótopos estables en tejidos animales está ofreciendo valiosa información, y particularmente las plumas de aves están siendo muy útiles para describir movimientos, sobre todo respecto a migraciones. Se ha aplicado esta técnica al cernícalo primilla, con la finalidad de conocer el origen de los ejemplares concentrados en dormideros premigratorios. Para ello hemos muestreado pollos de las distintas poblaciones ibéricas y de sur de Francia, para obtener un mapa isotópico que permita discriminar zonas de reproducción. Se han empleado los isótopos estables de deuterio, nitrógeno y carbono. No ha sido posible establecer una zonación ni un gradiente geográfico claro en base a estos isótopos, por lo que resulta imposible averiguar el origen de los dispersantes mediante este método. La utilidad de esta herramienta puede estar condicionada por la escala espacial de trabajo, siendo su aplicabilidad limitada en escalas pequeñas, como la de este estudio.

## **Introducción**

Se ha descrito la gran concentración de cernícalos primillas en el valle medio del Ebro durante el periodo premigratorio (capítulo 3) y su importancia para la conservación de la especie. Sin embargo, la magnitud de este interés para la conservación vendrá determinado por la procedencia de los ejemplares congregados y por tanto de la escala geográfica de influencia de las concentraciones. Estudios previos sobre el periodo posreproductor en España

muestran una clara dispersión de los individuos en dirección norte (Bustamante y Negro 1994; García Fernández 2000; Olea 2001) con unas distancias medias de 210 km., lo que lleva a pensar que pueden estar llegando a nuestra zona de estudio individuos de otras poblaciones de reproducción ibéricas. La técnica habitualmente empleada para conocer el origen de individuos es el marcaje y recaptura. El cernícalo primilla viene siendo marcado con anillas de lectura a distancia en buena parte de las poblaciones del sur de Europa. Concretamente en Aragón se estima que en torno al 80% de los ejemplares estaban marcados hasta el año 2002, similar al caso navarro, y prácticamente toda la población riojana se encuentra anillada. Sin embargo, nuestras observaciones indican que la proporción de individuos marcados en los dormideros premigratorios apenas alcanzaba el 6% (Ursúa y Tella 2001; capítulo 3), lo que sugiere que la mayor parte de los ejemplares proceden de otras zonas de reproducción. Una recuperación estival cercana a un dormidero ofreció el dato más destacable, al tratarse de un pollo del año anillado en Jaén, concordando con los estudios anteriores sobre dispersión premigratoria.

La dificultad para identificar la procedencia de los ejemplares concentrados en los dormideros mediante técnicas tradicionales, como la captura-marcaje-recaptura o el radioseguimiento, cuando las aves pueden proceder de poblaciones muy distantes nos lleva a recurrir a técnicas alternativas. A lo largo de los años noventa se ha demostrado que el contenido de isótopos estables en plumas es una herramienta útil para inferir la localización geográfica donde dichas plumas crecieron (Hobson y Wassenaar 1997; Marra *et al.* 1998; Hobson 1999b; Wassenaar y Hobson 2000; Hobson *et al.* 2001), esto es, donde el ave nació (en el caso de jóvenes) o ha nidificado o invernado dependiendo de en qué momento se produjera la muda (en el caso de adultos). Esta técnica se basa en que existe variación ambiental en deuterio ( $^2\text{H}/^1\text{H}$ ,  $\delta\text{D}$ ), carbono ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$ ) y nitrógeno ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) que se transfiere a través de la cadena trófica hasta las aves o cualquier otro organismo (Wassenaar y Hobson 1998; Hobson 1999b). Por esta razón la fracción no

intercambiable de los distintos elementos que se incorpora a las plumas durante el crecimiento de las mismas reflejará la fracción de ese elemento en su dieta. Esta técnica es aplicable gracias a que existen tejidos inertes, como es el caso de las plumas, que mantienen la huella isotópica del lugar de su formación (Hobson 1999b). En muchos casos en que los valores de un único elemento no son suficientes para discriminar entre localizaciones geográficas, la combinación de varios puede ayudar a establecer dicha discriminación. Los individuos que usan los dormideros llevarán en sus plumas información sobre los isótopos de la zona donde las mismas crecieron, es decir las zonas de reproducción o invernada dependiendo del tipo de pluma considerada. Las concentraciones de los distintos isótopos dependerán de gradientes latitudinales y de variables espaciales (Hobson 1999b, a; Graves *et al.* 2002), como la altitud, y ambientales, como el clima, que deberán ser consideradas en estos trabajos.

La mayor parte de los trabajos que emplean isótopos estables para describir desplazamientos versan sobre la migración, que consiste en una dispersión a gran escala geográfica (Hobson 1999b; Webster *et al.* 2002; Pain *et al.* 2004; Rubenstein y Hobson 2004). Para ello se centran fundamentalmente en ver si existen diferencias entre zonas e incluso se definen gradientes. En nuestro caso vamos más allá: buscamos poder asignar individuos a las poblaciones originarias. El planteamiento es similar al de los trabajos citados pero a una escala de movimiento inferior, la dispersión premigratoria. Las distancias entre las zonas de crecimiento de las plumas y las de recogida posterior de las muestras pueden distar tan solo cientos kilómetros en lugar de miles como puede ser el caso de la migración.

El objetivo de este apartado es (1) caracterizar isotópicamente diferentes poblaciones reproductoras de cernícalo primilla, (2) comprobar la validez del análisis de isótopos estables en pluma como herramienta para describir movimientos dispersivos y a partir de ahí (3) determinar las poblaciones de origen de los individuos concentrados en los dormideros premigratorios del

valle del Ebro a través de esos análisis. El logro de estos objetivos conlleva dos partes, la caracterización isotópica de las poblaciones de cernícalo primilla existentes en la Península Ibérica y Francia, y la posterior asignación de las muestras obtenidas en la zona de concentración premigratoria estudiada a esas poblaciones.

## **Metodología**

### *Obtención de muestras*

Las muestras empleadas en el estudio de isótopos estables fueron plumas crecidas en las zonas de reproducción. En el caso de los pollos, se trata del lugar de nacimiento. Se han seleccionado las plumas escapulares por ofrecer un tamaño suficiente para el tratamiento analítico (se requiere en torno a un centímetro de pluma) que determina las densidades de los isótopos estables estudiados ( $^{13}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}$  y Deuterio) y porque su pérdida no supone un perjuicio importante para las aves. En el caso de los adultos reproductores se obtenía muestra de una primaria que estuviera mudando al final del periodo reproductor. Las muestras recogidas se conservaron en sobres etiquetados individualmente y evitando la exposición a altas temperaturas y humedad.

La obtención de muestras constó de dos fases, la primera durante el periodo de crianza de los pollos, momento en que se obtuvieron plumas de pollos de todas las regiones y plumas en crecimiento de adultos únicamente del valle del Ebro, y la segunda durante el periodo de concentración premigratoria, cuando se muestrearon los dormideros.

Para la primera fase, se contactó con los diferentes grupos que trabajan con cernícalo primilla en España, Portugal y Francia. Redujimos *a priori* el número de localidades de muestreo a 7 zonas diferentes, agrupadas las zonas de reproducción según su distribución espacial en base a Martí y del Moral (2003), atendiendo a las barreras geográficas que pueden estar actuando como

divisoria entre poblaciones. La clasificación fue: (1) Valle del Ebro, (2) Castilla León, (3) Extremadura y Portugal, (4) Castilla la Mancha y Madrid, (5) Andalucía y Murcia, (6) Francia, (7) Gerona. Los individuos de que se tomaron las muestras procedían de nidos diferentes, con el fin de evitar pseudoreplicación.

En cuanto a los dormideros, las muestras a obtener eran plumas procedentes de pollos del año, o bien de individuos de primer año, nacidos el año anterior, y que conservaran plumas crecidas en su lugar de nacimiento, siendo éstas las que interesaban. Para ello, se recurrió a diversas técnicas de captura: redes japonesas con búho real disecado como reclamo, cepos malla, bal-chatri, postes con lazos y alfombras de lazos en posadero. Todos ellos, según procedimientos ya empleados anteriormente con esta especie y que habían demostrado ser efectivos y no peligrosos para ella. Complementariamente, se recogieron muestras de individuos muertos en las propias instalaciones eléctricas y en sus inmediaciones.

Se realizó un muestreo preliminar durante 2001 en cuatro de las zonas de estudio y el muestreo sistemático descrito en 2002 y 2003.

#### *Análisis de las muestras*

Las muestras de pluma, procedentes tanto de captura en vivo como de aves encontradas muertas en los dormideros, fueron enviadas a Canadá para su análisis en el Wildlife Service Center-University of Saskatchewan. Previamente a los análisis, las plumas se limpian con cloroformo y éter y se secan durante 24 horas a 80°C, provocando posteriormente la combustión a 850° C con el fin de obtener H<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub> gas, en el cual se miden las proporciones de <sup>2</sup>H/<sup>1</sup>H, <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C y <sup>15</sup>N/<sup>14</sup>N usando un Espectrómetro de masas (ver (Hobson y Wassenaar 1997; Cherel *et al.* 2000). La unidad empleada en la medida es el δ(‰), expresado como:

$$\delta = (R_m - R_s / R_s) * 1000$$



donde  $R_m$  y  $R_s$  son las razones isotópicas para la muestra y el patrón de referencia, respectivamente. Los patrones empleados fueron V-SMOW para el hidrógeno (Standar Mean Ocean Water), V-PDB (originariamente PDB, Pee Dee Belemnites) para el carbono, mientras que el nitrógeno se ha referido a la razón que contiene el aire (AIR). El prefijo V- deriva de que se trata de patrones internacionales preparados en Viena por la IAEA (Organismo Internacional de Energía Atómica).

En el caso del deuterio, hay una fracción del hidrógeno presente en las plumas que puede intercambiarse con el hidrógeno del vapor de agua del ambiente (Chamberlain *et al.* 1997) en mayor o menor medida dependiendo de la temperatura, es lo que se llama hidrógeno intercambiable. Para controlar este hidrógeno intercambiable y equipararlo en todas las muestras, lo que se hizo fue cuantificarlo mediante un equilibrado de las muestras en vapor de agua a temperatura constante y la posterior medición de deuterio en las mismas, encontrando una repetibilidad de las mediciones mejor que el  $\pm 2\%$  (Wassenaar y Hobson 1998). Así, posteriormente al equilibrado, los valores de  $\delta D$  en estas muestras podían ser comparables entre ellas sin sesgos provocados por el hidrógeno intercambiable. En el caso del  $\delta^{13}C$  y  $\delta^{15}N$  la precisión analítica de las medidas en base a estándares de laboratorio se estimó en  $\pm 0,1\%$  y  $\pm 0,3\%$  respectivamente.

#### *Análisis estadísticos*

Inicialmente, y basándonos en experiencias y conocimientos previos sobre las diferencias en concentraciones isotópicas entre individuos de edades diferentes (Forero *et al.* 2002; Meehan *et al.* 2003; Forero *et al.* 2005), testamos mediante un análisis multivariante de la varianza (MANOVA) si las concentraciones de  $\delta D$ ,  $\delta^{15}N$ ,  $\delta^{13}C$ , difirieron entre pollos y adultos (plumas todas ellas crecidas en las zonas de reproducción) durante los tres años de estudio, para así planificar los análisis posteriores y no causar sesgos en los

resultados. Para este análisis se utilizaron individuos muestreados tanto en dormideros como poblaciones reproductoras. El número de individuos adultos muestreados durante 2002 y 2003 fue muy inferior, por lo que las comparaciones son menos fiables que para el año 2001. Comparamos asimismo el efecto del sexo. En este caso no se pudieron emplear todos los datos procedentes de pollos ya que no siempre son fácilmente identificables (Rodríguez *et al.* 2005).

Posteriormente y para testar si realmente podríamos establecer una caracterización isotópica geográfica de las poblaciones muestreadas, trabajamos con los valores de  $\delta D$ ,  $\delta^{15}N$  y  $\delta^{13}C$  en plumas de pollos muestreados a lo largo de toda la Península Ibérica y en la población francesa. En primer lugar se realizó un MANOVA para ver si la varianza en la combinación de los tres isótopos venía explicada por los grupos poblacionales definidos. En segundo lugar se realizó un análisis discriminante con el fin de maximizar las diferencias entre grupos, extraer unos ejes que consideraran los valores de los isótopos estables y determinar su validez en la clasificación. El fin último de este análisis fue inicialmente obtener una función discriminante que nos permitiera ubicar geográficamente a los individuos muestreados en dormideros. Todos estos análisis se realizaron mediante el paquete estadístico SPSS 11.5.

Se valoró la posibilidad de establecer otras agrupaciones de los individuos muestreados en base a los isótopos analizados mediante análisis de componentes principales y análisis de agrupamiento o cluster. Éste último lo realizamos desde dos aproximaciones. Por un lado se agruparon los datos en un dendograma de similitud a través de las distancias euclídeas. Por otra parte, se clasificaron mediante TWINSpan (Two-Way Indicator Species Analysis), con tres puntos de corte. Estos tratamientos se realizaron mediante el programa PC-ORD (McCune y Mefford 1999).

Para investigar la variabilidad en los datos y valorar si ésta está recogida en los siete grupos poblacionales definidos, calculamos el coeficiente de variación del total de las muestras (CV1) de acuerdo a la fórmula:

$$CV1 = \text{Desviación estándar total} / \text{Promedio total} * 100$$

y el coeficiente de variación entre las siete poblaciones definidas (CV2) de acuerdo a:

$$CV2 = \text{Desviación estándar de los promedios} / \text{Promedio de las medias poblacionales} * 100$$

La relación CV2 / CV1 indica si hay o no efecto de las poblaciones en la variabilidad de nuestros datos. Si el resultado del cociente es mayor que uno, nuestros datos son dependientes de las poblaciones, es decir, la variabilidad entre poblaciones es mayor que la variabilidad del grupo total, mientras que si el cociente es inferior a uno no hay efecto de la clasificación en poblaciones.

Debido a que parte de la variabilidad encontrada en los valores de  $\delta D$ ,  $\delta^{15}N$ ,  $\delta^{13}C$  podría venir determinada por factores ambientales (Rubenstein y Hobson 2004) no ligados necesariamente a las poblaciones definidas para el análisis discriminante, se realizaron análisis multivariantes donde se incluyeron entre las variables explicativas una serie de factores ambientales y físicos. Las variables consideradas en los análisis fueron:

- Año: 2001, 2002, 2003.
- Altitud: altura sobre el mar de los puntos de muestreo (en metros).
- Latitud: posición latitudinal de los puntos de muestreo (en minutos).
- Longitud: posición longitudinal de los puntos de muestreo (en minutos).

- Temperatura máxima: media de las temperaturas máximas de los meses de junio y julio en los puntos de muestreo para cada año.
- Temperatura media: media de las temperaturas de los meses de junio y julio, cuando crecen las plumas estudiadas, en los puntos de muestreo para cada año.
- Precipitación acumulada: precipitación acumulada para los meses de junio y julio en los puntos de muestreo para cada año.
- Zona de muestreo: poblaciones señaladas anteriormente.

Para ello usamos Modelos Lineales Generalizados (GLM) (Little et al. 1996). Debido a que las concentraciones isotópicas tuvieron una distribución normal, se aplicó error normal y función de enlace de identidad mediante el PROC GENMOD del paquete estadístico SAS (SAS, 1997). Algunas de las variables explicativas pueden covariar, por esto y para evitar errores estadísticos seguimos un procedimiento de introducción por pasos en los modelos, testando el efecto de cada una de las variables y añadiendo en cada paso la variable que más disminuyó la variabilidad inicial. Se probaron asimismo las relaciones cuadráticas de las variables que resultaron significativas. Se siguió repetidamente este procedimiento hasta que ninguna variable adicional resultó ser significativa ni mejoró el modelo previo. Se aplicó error de Tipo I y todos los tests fueron de dos colas. De cada uno de estos modelos se desprende una función lineal que nos predecirá los valores isotópicos en base a las variables explicativas, y si entre ellas alguna espacial está presente en los mismos (latitud, longitud, altitud), podríamos igualmente clasificar a los individuos de los dormideros en base a sus valores isotópicos.

## Resultados

Se analizaron un total de 130 muestras del año 2002 y 132 de 2003, todas ellas extraídas de pollos capturados en nidos diferentes y abarcando todas las poblaciones ibéricas y la francesa. Contamos además con una muestra de 33 individuos del año 2001, procedentes de cuatro de las zonas analizadas. En cuanto a los dormideros, contamos con un total de 50 muestras, 15 de ellas de 2001, 24 de 2002 y 11 de 2003.

### *Diferencias entre edades y sexos*

La edad y el año tuvieron un efecto significativo en la combinación de los tres isótopos estables (MANOVA; edad: Lambda de Wilks 0,418;  $F_{3, 330} = 153,24$ ,  $P < 0,001$ ; año: Lambda de Wilks 0,672;  $F_{6,660} = 24,18$ ,  $P < 0,001$ ). Cuando se testó separadamente, dicho efecto se mantuvo para carbono y deuterio (edad y año,  $P < 0,001$ ), pero en el caso del nitrógeno el efecto de año resultó ser sólo marginalmente significativo (edad,  $P < 0,001$ ; año,  $P = 0,05$ ). Como se puede ver en la figura 1, los adultos mostraron en todos los casos valores superiores de nitrógeno (A), carbono (B) y deuterio (C) que los pollos, independientemente de la variabilidad interanual. Considerando sólo los ejemplares aragoneses, para evitar posibles efectos de zona, los resultados son similares, tanto para los tres elementos combinados (edad: Lambda de Wilks 0,114;  $F_{3, 61} = 157,432$ ,  $P < 0,001$ ; año: Lambda de Wilks 0,308;  $F_{6,122} = 16,29$ ,  $P < 0,001$ ) como separados, salvo porque el efecto de año en el nitrógeno resultó significativo (edad: carbono y deuterio  $P < 0,001$ , nitrógeno  $P = 0,001$ ; año: carbono  $P = 0,015$ , deuterio  $P < 0,001$ , nitrógeno  $P = 0,006$ ). No se testó la interacción entre ambas variables por el reducido tamaño muestral del año 2003.

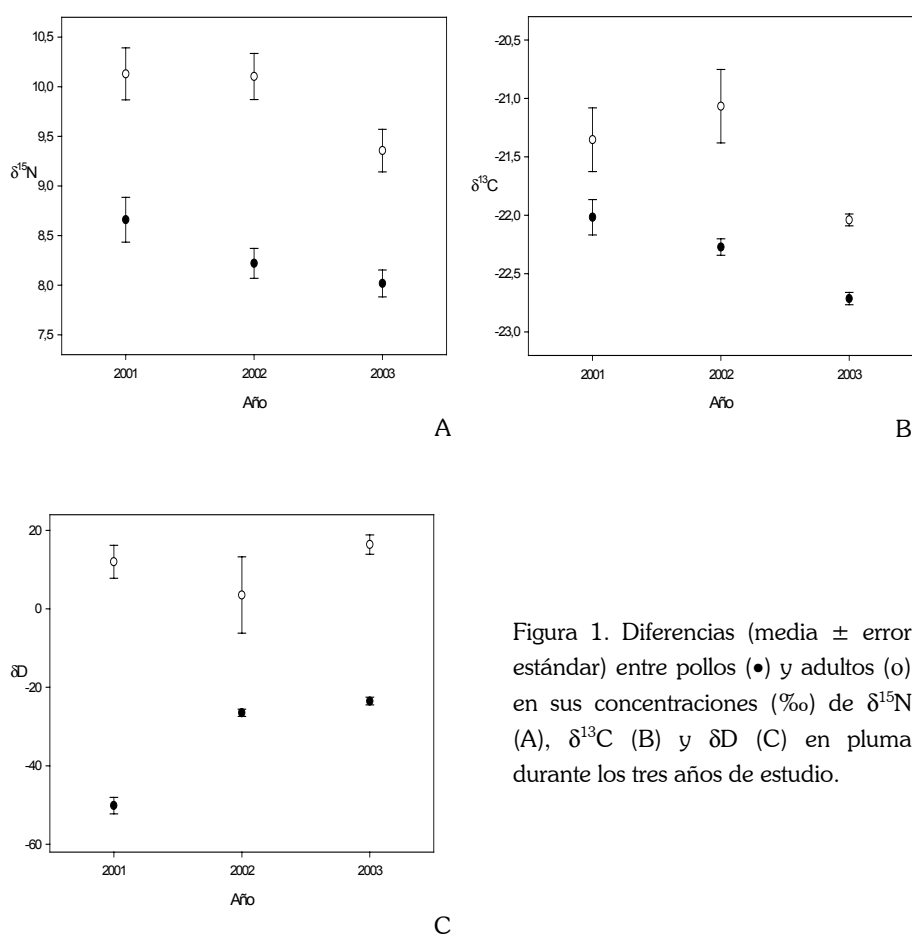


Figura 1. Diferencias (media  $\pm$  error estándar) entre pollos (●) y adultos (○) en sus concentraciones (‰) de  $\delta^{15}\text{N}$  (A),  $\delta^{13}\text{C}$  (B) y  $\delta\text{D}$  (C) en pluma durante los tres años de estudio.

Para ver el efecto del sexo contamos con datos de 29 de adultos entre 21 hembras y 8 machos, y 82 pollos, repartidos en 42 hembras y 40 machos. En ninguno de los dos casos se observó efecto del sexo ni en la combinación de los tres elementos (MANOVA; adultos: Lambda de Wilks 0,929;  $F_{3, 25} = 0,635$ ,  $P=0,599$ ; pollos: Lambda de Wilks 0,996;  $F_{3,78} = 0,104$ ,  $P=0,958$ ) ni cada isótopo por separado (adultos: nitrógeno,  $F=0,301$ ,  $P=0,588$ ; carbono,  $F=0,178$ ,  $P=0,677$ ; deuterio,  $F=1,924$ ,  $P=0,177$ ; pollos: nitrógeno,  $F=0,294$ ,  $P=0,589$ ; carbono,  $F=0,069$ ,  $P=0,794$ ; deuterio,  $F=0,001$ ,  $P=0,973$ ).

*Separación entre poblaciones*

Un análisis preliminar (MANOVA) mostró que la variabilidad en los tres isótopos en pollos estuvo significativamente explicada por la clasificación realizada *a priori* en 7 poblaciones reproductoras (Lambda del Wilks 0,45;  $F_{18, 795} = 14,2$ ,  $P < 0,0001$ ), efecto que se mantuvo significativo considerando separadamente cada uno de los isótopos estables ( $\delta^{15}\text{N}$ :  $F_{6, 283} = 23,74$ ,  $P < 0,001$ ;  $\delta^{13}\text{C}$ :  $F_{6, 283} = 15,537$ ,  $P < 0,001$ ;  $\delta\text{D}$ :  $F_{6, 283} = 2,266$ ,  $P = 0,04$ ).

El análisis discriminante realizado incluyendo la codificación de los lugares de nidificación en 7 categorías diferentes y los valores de los tres isótopos estables en los pollos como independientes, explicó el 96,1% del total de varianza en los dos primeros ejes. Considerando los tres ejes absorbió el 100% de la varianza total. La primera variable canónica o función discriminante está definida principalmente por la concentración de  $\delta^{15}\text{N}$  (Coefic. Correlación = 0,768), mientras que la segunda y tercera variables canónicas lo están por el  $\delta^{13}\text{C}$  (Coefic. Correlación = 0,923) y  $\delta\text{D}$  (Coefic. Correlación = 0,985) respectivamente. Las dos primeras funciones discriminantes obtenidas fueron:

$$D_1 = 0,969\delta^{15}\text{N} - 0,670\delta^{13}\text{C} + 0,001\delta\text{D}$$

$$(\text{Lambda de Wilks } 0,455; \chi^2 = 223,96, P < 0,001)$$

$$D_2 = 0,399\delta^{15}\text{N} + 0,818\delta^{13}\text{C} + 0,066\delta\text{D}$$

$$(\text{Lambda de Wilks } 0,756; \chi^2 = 79,33, P < 0,001)$$

Sin embargo, con los 7 grupos poblacionales definidos, las funciones discriminantes 1 y 2, mediante el procedimiento de Jack-knife, sólo clasificaron correctamente el 36% de los casos (tabla 1). La representación en relación a las funciones discriminantes (figura 2), al igual que los porcentajes de clasificación intragrupo (tabla 1), muestra que las poblaciones más fácilmente distinguibles fueron las de Gerona, Castilla la Mancha y Andalucía. En vista de la incapacidad de este discriminante para asignar individuos a poblaciones de

manera fiable y dada la variabilidad entre años detectada, se realizaron sendos análisis para los dos años con muestreos geográficamente más amplios, 2002 y 2003. Los resultados en la capacidad de asignación de individuos son ligeramente superiores pero igualmente demasiado bajos, con unos porcentajes de clasificación correcta de 52,3% para 2002 y 47,7% para 2003. Por lo tanto, no es fiable la aplicación de estas funciones discriminantes para determinar el origen de los individuos de los dormideros y por tanto no se aplicaron.

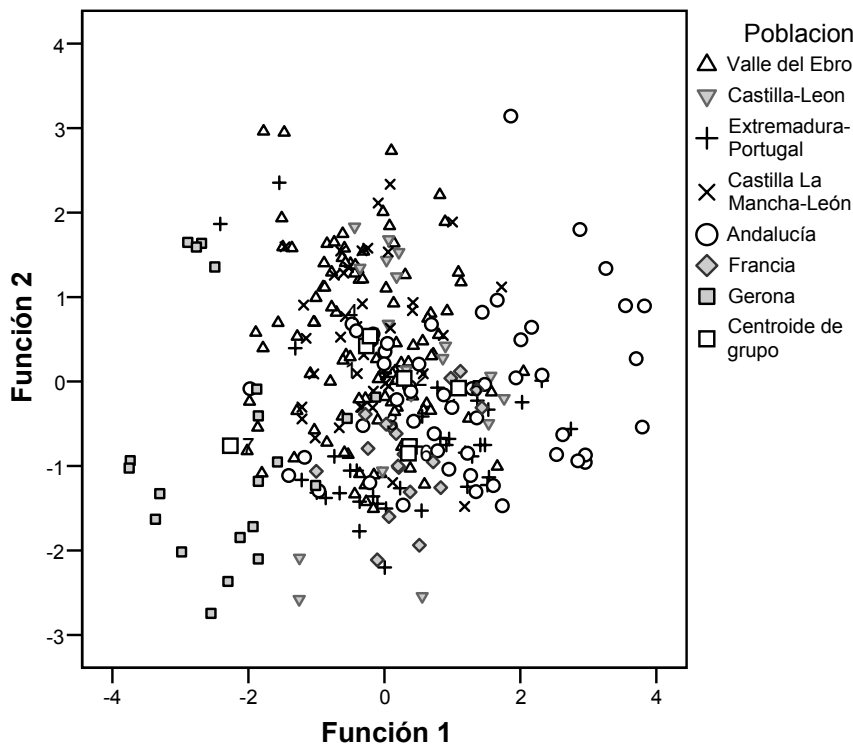


Figura 2. Resultado de las funciones discriminantes canónicas. Se muestra la distribución de los individuos muestreados en base a sus valores isotópicos en las nuevas funciones discriminantes. Igualmente se ha indicado el valor centroide para cada zona.



Tabla 1. Porcentajes de clasificación de las distintas poblaciones en base a las funciones discriminantes.

	Zona	Grupo de pertenencia pronosticado						
		Valle Ebro	Castilla León	Extrem Portug	C.Man.	Andal.	Francia	Gerona
<i>Original</i>	V.Ebro	18,6	15,7	3,9	37,3	5,9	10,8	7,8
	C.León	15	15	10	2,	20	10	10
	Extr.-Port.	2,6	7,9	21,1	7,9	5,8	36,8	7,9
	C.Mancha	17,9	10,3	2,6	53,8	5,1	5,1	5,1
	Andalucía	12,7	12,7	3,6	9,1	45,5	10,9	5,5
	Francia	0	0	25	0	20	55	0
	Gerona	0	9,5	0	0	0	0	90,5
<i>Validación cruzada</i>	V.Ebro	14,7	17,6	3,9	37,3	6,9	10,8	8,8
	C.León	15	10	10	20	25	10	10
	Extr.-Port.	2,6	7,9	0	7,9	18,4	55,3	7,9
	C.Mancha	17,9	10,3	2,6	51,3	7,7	5,1	5,1
	Andalucía	12,7	14,5	5,5	9,1	41,8	10,9	5,5
	Francia	0	0	65	0	20	15	0
	Gerona	0	9,5	0	0	0	0	90,5

El análisis de componentes principales no muestra grupos claros, ni para los años separados (figura 3) ni para el conjunto de datos (figura 4). Para todos los datos el primer eje explicó el 43,32% de la varianza, alcanzando el 75% al añadir el segundo eje y el 100% con el tercero. Considerando los años por separado, los resultados fueron de 49,467% para el primer eje y 81,821% con el segundo para 2002, y 37,182% para el primer eje y 72,027% con el segundo para 2003. Se observan algunas agrupaciones parciales, que corresponden principalmente a muestras de Gerona por un lado y de Extremadura con Sevilla por otro, pero el grueso de los datos se concentra en un núcleo central y ejemplares de las poblaciones citadas se encuentran en él. Tampoco se obtuvo una agrupación en clusters que permita hacer una clasificación de los individuos distinta de la inicialmente establecida de forma arbitraria, ni tampoco los grupos

coinciden con los originariamente establecidos. Los dendogramas elaborados muestran una mezcla de ejemplares de las distintas zonas tal que no permite extraer conclusiones (figuras 5 y 6). La clasificación alternativa elaborada por el TWINSPLAN fue igualmente confusa. No se propone por lo tanto una clasificación de los datos alternativa a la categorización poblacional realizada en base a las barreras geográficas ni siquiera se confirman en base a los datos de isótopos los grupos geográfico establecido *a priori*.

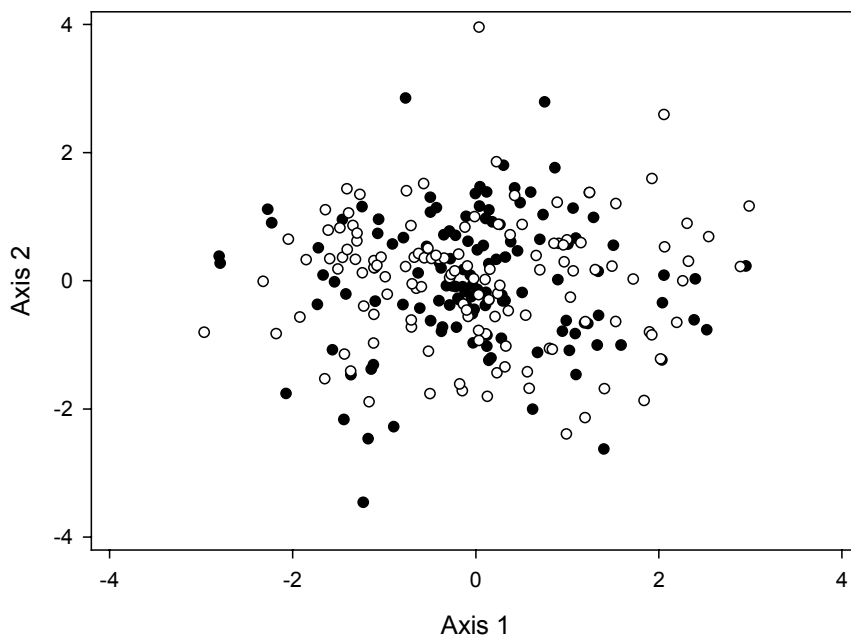


Figura 3. Ordenación de los individuos en base a los dos primeros ejes del análisis de componentes principales para el año 2002 (círculos blancos) y para el año 2003 (círculos negros).

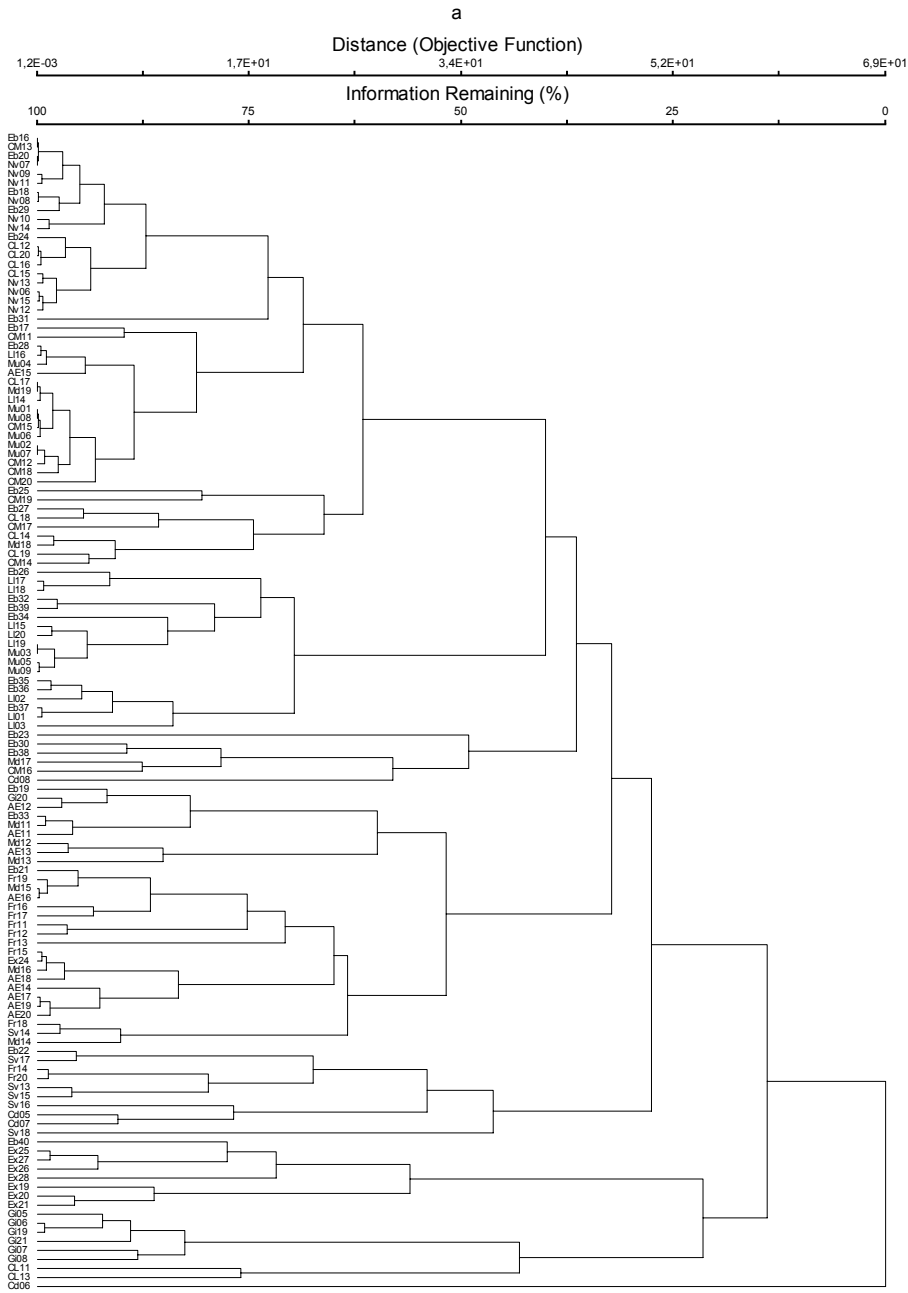


Figura 5. Dendrograma obtenido del análisis de clusters de similitud de los datos de 2002. Salida del programa PC-Ord. Las letras en la identificación de los individuos se corresponden con las iniciales de los lugares de procedencia (ver lista en figura 4).

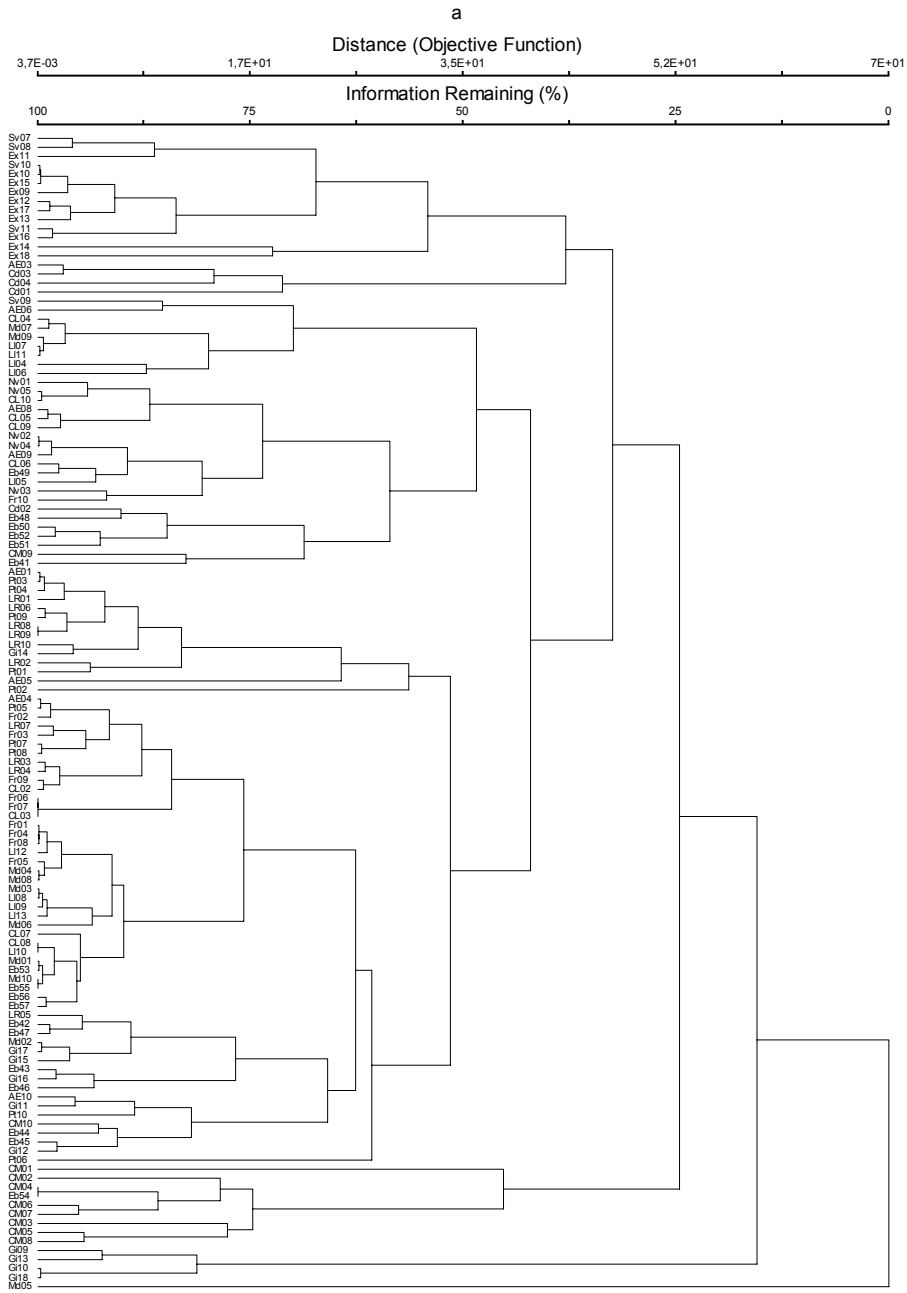


Figura 6. Dendrograma obtenido del análisis de clusters de los datos de 2003. Salida del programa PC-Ord. Las letras en la identificación de los individuos se corresponden con las iniciales de los lugares de procedencia (ver lista en figura 4).

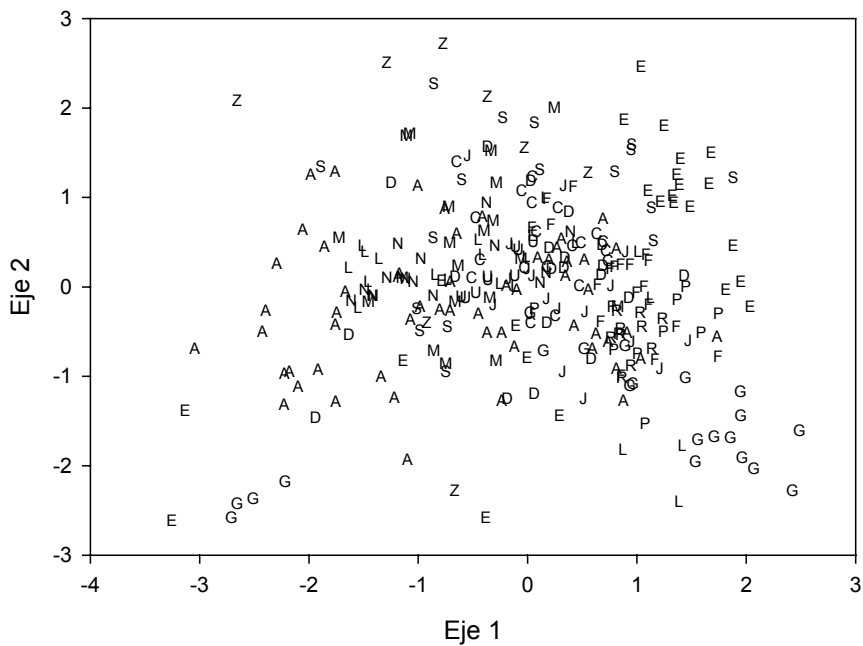


Figura 4. Ordenación de los individuos en base a los dos primeros ejes del análisis de componentes principales. Se indican los lugares de procedencia de las muestras: Francia (F), Gerona (G), Lérica (C), Aragón (A), Navarra (N), La Rioja (R), Castilla León (L), Madrid (D), Castilla La Mancha (M), Murcia (U), Granada y Jaén (J), Cádiz (Z), Sevilla (S), Extremadura (E), Portugal (P).

Al analizar la relación entre los coeficientes de variación entre subpoblaciones y dentro de la población vemos que no hay efecto de las subpoblaciones (tabla 2): la variabilidad del conjunto de datos de la población supera la variabilidad entre zonas. Únicamente el nitrógeno muestra para 2002 un equilibrio, sin llegar a indicar que las subpoblaciones difieran entre sí. Especialmente destacable es el cociente obtenido para el deuterio, con valores muy bajos y por tanto indicando que el efecto de las poblaciones en la variabilidad total de los datos es mínima. Estos datos sirven asimismo como verificación de la dificultad de la creación de grupos en nuestro conjunto de muestras.

Tabla 2. Relación entre los coeficientes de variación de las muestras de isótopos estables en pluma de pollos para las siete subpoblaciones respecto a la población total (CV2/CV1, ver apartado de métodos). Se han calculado para los años 2002 y 2003 por separado y para el conjunto de datos. Los valores menores que uno indican ausencia de efecto de las poblaciones en la variabilidad del conjunto de los datos.

Datos	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta\text{D}$
2002	1,01	0,78	0,84
2003	0,83	0,73	0,39
Todos los años	0,82	0,53	0,28

*Fuentes de variabilidad ambiental en isótopos estables*

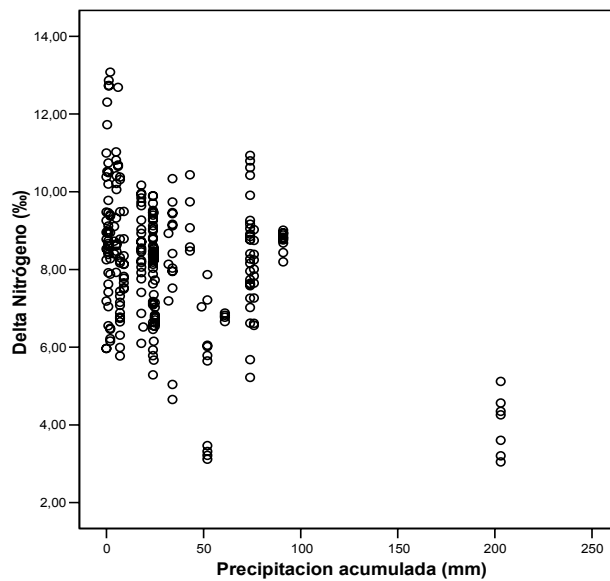
**$\delta^{15}\text{N}$**

Los resultados de los modelos multivariantes mostraron efectos significativos diferentes de las variables explicativas para cada una de las variables respuestas correspondientes a los tres isótopos estables. El mejor modelo obtenido para el  $\delta^{15}\text{N}$  explicó el 23% de la variabilidad inicial y mostró un efecto negativo de la precipitación acumulada (tabla 3, figura 7) y del año (tabla 3). El mayor porcentaje de la variabilidad inicial explicada correspondió a la primera variable (16%), mientras que el año sólo explicó el 6,7%. Los años 2002 y 2001 los individuos mostraron valores más elevados de  $\delta^{15}\text{N}$  que durante el 2003 (figura 1A).

Tabla 3. Modelo Linear General para  $\delta^{15}\text{N}$  con error normal y función de enlace logística. ES = Error estándar.

	Estimador lineal	ES	$\chi^2$	P
Intercepto	8,411	0,144		
Precipitación acumulada	-0,023	0,003	46,83	<0,0001
Año (2001)	0,702	0,294	22,34	<0,0001
Año (2002)	1,015	0,215		
Deviance residual	605,09			
g.l.	265			

Figura 7. Relación entre los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (Delta Nitrógeno) y la precipitación total acumulada durante los meses de formación de las plumas (junio y julio).



### $\delta^{13}\text{C}$

El modelo para las concentraciones de isótopos de carbono mostró un efecto significativo del año, la latitud, la temperatura media y la altitud (tabla 4). Este modelo explicó el 32,23% de la variabilidad inicial. Sin embargo, modelos alternativos fueron aquéllos que incluyendo altitud mantuvieron año, latitud y temperatura máxima o media y explicaron el 31,53% y 31,25% de la variabilidad inicial respectivamente. El efecto del año fue similar a su efecto en las concentraciones de  $\delta^{15}\text{N}$ , siendo 2001 y 2002 los años en que los individuos mostraron valores más negativos de  $\delta^{13}\text{C}$  (figura 1B). Latitud (figura 8) y temperatura tuvieron efectos positivos, es decir los valores de carbono fueron más positivos a latitudes altas y cuando las temperaturas bien medias o máximas fueron más elevadas. La altitud también mostró un efecto positivo sobre los valores de este isótopo.

Tabla 4. Modelo Linear General para el  $\delta^{13}\text{C}$ . Se ha representado el modelo que incluyó un mayor número de variables explicativas que a la vez fue el que explicó un mayor porcentaje de la deviance inicial (ver texto). ES = Error estándar;  $\chi^2$  = Chi cuadrado, P = nivel de significación; g.l. =grados de libertad.

	Estimador lineal	ES	$\chi^2$	P
Intercepto	-30,647	1,243		
Año (2001)	0,862	0,134	39,95	<0,0001
Año (2002)	0,613	0,107		
Latitud	0,002	0,000	34,04	<0,0001
Temperatura media	0,067	0,025	5,07	0,024
Altitud	0,001	0,000	4,63	0,031
Deviance residual	119,28			
g.l.	265			

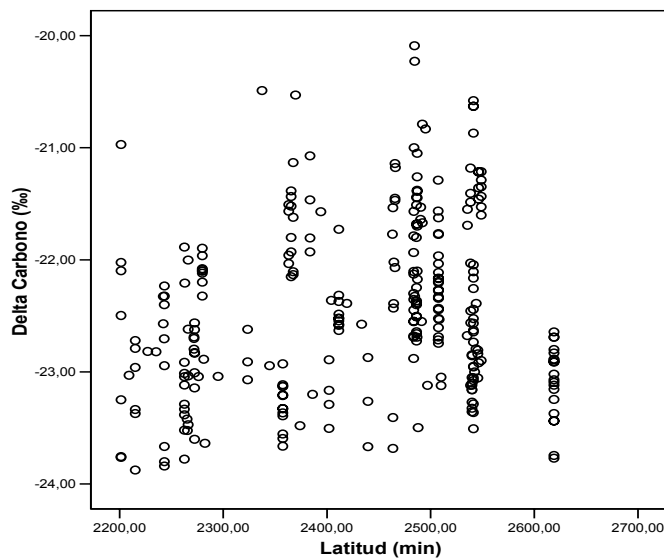


Figura 8 Efecto de la latitud sobre las concentraciones de carbono (relación positiva) según el modelo GLM obtenido.

### $\delta\text{D}$

En este caso también obtuvimos dos modelos alternativos que explicaron aproximadamente la misma variabilidad de los datos y difirieron únicamente en la inclusión de dos variables alternativas. Ambos modelos incluyeron el efecto



de año, la temperatura media (figura 9) y la longitud (tabla 5). El primero de ellos, que explicó el 55,07% de la variabilidad inicial incluyó además el efecto de la altitud, mientras que el segundo, que explicó el 56,03% de la variabilidad inicial incluyó alternativamente el efecto de la precipitación acumulada. Un tercer modelo alternativo que incluiría las primeras variables mencionadas y altitud y precipitación acumulada al mismo tiempo explicó el 56,3% de la variabilidad inicial, pero presentó problemas de colinearidad entre las dos últimas variables, por lo que fue desestimado. Considerando los dos primeros modelos alternativos, los valores más positivos de deuterio se dieron durante 2003, siendo 2001 el que presentó valores más distanciados y negativos de este isótopo (tabla 5, figura 1C). Temperaturas elevadas y un mayor volumen de precipitación acumulada durante el crecimiento de la pluma se reflejaron en valores de deuterio más positivos, mientras que longitud y altitud tuvieron efectos negativos.

Tabla 5. Modelo Linear General para las concentraciones de  $\delta D$ . De los modelos alternativos expuestos en el texto se ha seleccionado aquel que incluyó la altitud en lugar de la precipitación acumulada (ver resultados). ES = Error estándar;  $\chi^2$  = Chi cuadrado, P = nivel de significación; g.l. = grados de libertad.

	Estimador lineal	ES	$\chi^2$	P
Intercepto	-59,049	9,097		
Año (2001)	-28,818	1,883	177,27	<0,0001
Año (2002)	1,634	1,499		
Temperatura media	1,423	0,350	17,45	<0,0001
Longitud	-0,009	0,003	5,16	0,023
Altitud	-0,006	0,002	7,36	0,007
Deviance residual	23464,420			
g.l.	264			

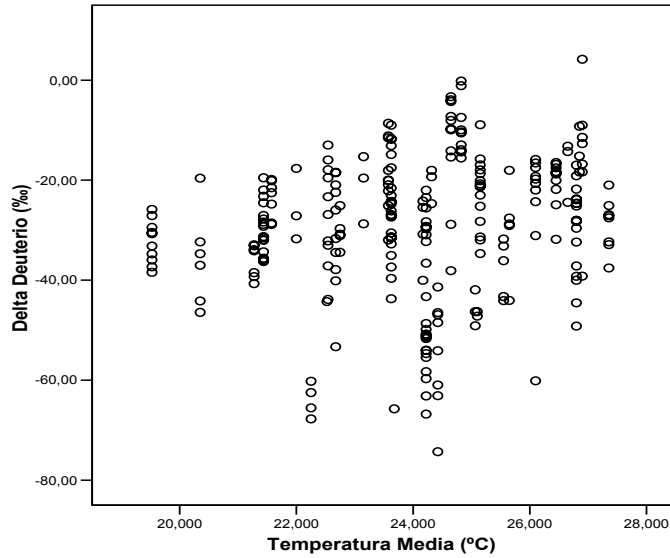


Figura 9. Efecto de la temperatura media sobre las concentraciones de deuterio en plumas de pollos de cernícalo primilla.

### Discusión

En los últimos años, el uso de los isótopos estables en tejidos inertes se ha considerado una herramienta de gran utilidad para estudiar los movimientos de los animales (Chamberlain *et al.* 1997; Rubenstein y Hobson 2004). Esta técnica ha mostrado patrones migratorios (p.ej. Hobson *et al.* 1999; Wassenaar y Hobson 2000), creando grandes expectativas en cuanto a su potencialidad. Nuestro estudio sin embargo no ha sido tan satisfactorio en ese sentido. Nuestro objetivo iba más allá de la descripción de gradientes o patrones de movimiento, pretendiendo asignar individuos muestreados en las concentraciones premigratorias a poblaciones concretas, punto que finalmente no hemos podido abordar. Este paso está menos desarrollado por el momento (aunque ver Royle y Rubenstein 2004; Wunder *et al.* 2005) y entraña dificultades. Los isótopos analizados, nitrógeno, carbono y deuterio, no han ofrecido unos niveles de clasificación de los individuos suficientes para poder asignar ejemplares a zonas

de origen. No hemos obtenido una caracterización de las poblaciones reproductoras válida sino que los ejemplares de todas ellas aparecen mezclados. Por lo tanto no podemos determinar la procedencia de los ejemplares concentrados en los dormideros premigratorios en base a los datos de isótopos estables en pluma.

El carbono y el deuterio dependen sin embargo de variables geográficas, latitud y longitud respectivamente, además de altitud y temperatura media, comportándose como era previsible (ver p.ej. para deuterio Hobson *et al.* 2004). Esto indica que, aunque hay una variabilidad geográfica, hay otros factores que influyen de manera importante dentro de nuestra escala de estudio. A diferencia de estudios precedentes, en este trabajo se ha pretendido utilizar la huella isotópica para identificar movimientos dispersivos, premigratorios, por lo que la escala geográfica ha sido mucho menos extensa de lo que venía siendo habitual. No nos movemos en una escala continental sino peninsular, con una distancia menor de mil quinientos kilómetros entre el sur de la Península Ibérica y Crau (Francia).

Aunque no hemos podido responder a nuestro objetivo de poner a punto un método para conocer la procedencia de ejemplares dispersantes, sí tenemos algunos resultados a tener en cuenta. Si se pretende desarrollar un modelo tal que permita determinar fácilmente el origen de los ejemplares dispersados mediante su huella isotópica, lo ideal es que éste sea único y válido para la mayor variedad posible de situaciones, incluyendo edades y años. Los tres elementos analizados presentan valores significativamente superiores para los adultos que para los pollos, como se ha visto en otras especies (Cherel *et al.* 2000; Meehan *et al.* 2003). Esta diferencia supone un problema a la hora de buscar patrones generales y deberá ser tenida en cuenta en trabajos posteriores con cernícalo primilla o en estudios similares con otras especies (Graves *et al.* 2002). No encontramos sin embargo efecto del sexo (Forero *et al.* 2005), resultado esperable ya que la estrategia de caza de ambos sexos en el momento

de muestreo no difiere y la dieta de los pollos de ambos sexos es similar. Por otro lado la diferencia interanual detectada mediante los GLM para los tres elementos analizados supone una traba similar (Pain *et al.* 2004); aunque ver Lott (2003), ya que puede dificultar la obtención de un modelo general y por ello práctico. Estas consideraciones deberán ser tenidas en cuenta y en la medida de lo posible solventadas.

El análisis de las variables ambientales que intervienen en los niveles de los distintos isótopos (revisión en Rubenstein y Hobson 2004) puede indicarnos también cuál puede ser la utilidad relativa de cada elemento. En nuestro caso, el carbono y el deuterio dependen en parte de las variables geográficas, cosa que no ocurre con el nitrógeno. Sin embargo en los análisis de agrupación el nitrógeno es un elemento importante. Los dos primeros elementos, más ligados a variables con representación espacial, podrían ser más adecuados por ejemplo para la elaboración de gradientes. El nitrógeno por su parte aporta información complementaria, ya que está más influenciado por la dieta, y puede ser de utilidad a la hora de discriminar zonas geográficas. Concretamente encontramos efecto con la precipitación acumulada, pero que puede estar también relacionado con la disponibilidad de alimento (Hobson 1999b). En caso de caracterizar poblaciones reproductoras puede ser interesante pues analizar los factores que están determinando la huella característica de cada zona, más allá de la mera localización geográfica.

Nos encontramos por lo tanto con que actualmente y a la escala geográfica de la Península Ibérica el análisis de isótopos estables no es una herramienta válida para identificar lugares de procedencia de individuos dispersantes, al menos en el caso concreto del cernícalo primilla. Nuestra incapacidad para realizar esta clasificación puede deberse a la gran cantidad de fuentes de variabilidad que estamos tratando de incorporar, como la edad y el año además de la localidad en sí misma, ya que pretendíamos buscar una función general y no que fuera únicamente aplicable puntualmente y con

grandes restricciones. Queda pendiente estudiar si a una mayor escala es posible asignar individuos a poblaciones (p.ej. ejemplares muestreados en África durante la invernada que puedan ser asignados a poblaciones reproductoras paleárticas) y si en otras especies permite detectar movimientos a tan reducida escala, lo que dependerá del comportamiento de los isótopos en función de diversas características ambientales y de los propios organismos (Webster *et al.* 2002). El gran potencial del estudio de poblaciones animales a través de los isótopos estables (Hobson 2002) todavía debe seguir desarrollándose para resolver las preguntas que le planteamos.

En cuanto a la importancia de las concentraciones premigratorias como receptoras de individuos de otras regiones, debemos quedarnos por el momento con los datos que la observación de anillas han ofrecido: la mayor parte de los ejemplares no proceden del valle medio del Ebro y es posible encontrar ejemplares de poblaciones lejanas, como es el caso de Jaén. Será necesaria la exploración y perfeccionamiento de éste y otros procedimientos para dar una respuesta concreta a la cuestión, preferiblemente mediante técnicas alternativas a los métodos tradicionales, que exigen un elevado y continuado esfuerzo.

### **Bibliografía**

- Bustamante, J., y J. J. Negro. 1994. The post-fledging dependence period of the lesser kestrel (*Falco naumanni*) in southwestern Spain. *Journal Raptor Research* **28**:158-163.
- Chamberlain, C. P., J. D. Blum, R. T. Holmes, X. Feng, T. W. Sherry, y G. R. Graves. 1997. The use of isotopes tracers for identifying populations of migratory birds. *Oecologia* **109**:132-141.

- Cherel, Y., K. A. Hobson, y H. Weimerskirch. 2000. Using stable-isotope analysis of feathers to distinguish moulting and breeding origins of seabirds. *Oecologia* **122**:155-162.
- Forero, M. G., J. González-Solís, K. A. Hobson, J. A. Donazar, M. Bertellotti, G. Blanco, y G. R. Bortolotti. 2005. Stable isotopes reveal trophic segregation by sex and age in the Southern giant petrel in two different food webs. *Marine Ecology Progress Series* **296**:107-113.
- Forero, M. G., J. L. Tella, K. A. Hobson, M. Bertellotti, y G. Blanco. 2002. Conspecific food competition explains variability in colony size: a test in magellanic penguins. *Ecology* **83**:3466-3475.
- García Fernández, J. 2000. Dispersión premigratoria de Cernícalo Primilla *Falco naumanni* en España. *Ardeola* **47**:197-202.
- Graves, G. R., C. S. Romanek, y A. Rodríguez Navarro. 2002. Stable isotope signature of philopatry and dispersal in a migratory songbird. *PNAS* **99**:8096-8100.
- Hobson, K. A. 1999a. Tracing diets and origins of migratory birds using stable isotopes techniques. **1**:21-41.
- Hobson, K. A. 1999b. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia* **120**:314-326.
- Hobson, K. A. 2002. Incredible Journeys. *Science* **295**:981-983.
- Hobson, K. A., G. J. Bowen, L. I. Wassenaar, Y. Ferrand, y H. Lormee. 2004. Using stable hydrogen and oxygen isotope measurements of feathers to infer geographical origins of migrating European birds. *Oecologia* **141**:477-488.
- Hobson, K. A., K. P. McFarland, L. I. Wassenaar, C. C. Rimmer, y J. E. Goetz. 2001. Linking breeding and wintering grounds of bicknell's thrushes using stable isotope analyses of feathers. *The Auk* **118**:16-23.

- Hobson, K. A., y L. I. Wassenaar. 1997. Linking breeding and wintering grounds of neotropical migrant songbirds using stable hydrogen isotopic analysis of feathers. *Oecologia* **109**:142-148.
- Hobson, K. A., L. I. Wassenaar, y O. R. Taylor. 1999. Stable isotopes (dD and d13C) are geographic indicators of natal origins of monarch butterflies in eastern North America. *Oecologia* **120**:397-404.
- Lott, C. A. 2003. Estimating the latitudinal origins of migratory birds using hydrogen and sulfur stable isotopes in feathers: influence of marine prey base. *Oecologia* **134**:505-510.
- Marra, P. P., K. A. Hobson, y R. T. Holmes. 1998. Linking winter and summer events in a migratory bird by using stable-carbon isotopes. *Science* **282**:1884-1886.
- McCune, B., y M. J. Mefford. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- Meehan, T. D., R. N. Rosenfield, V. N. Atudorei, J. Bielefeldt, L. J. Rosenfield, A. C. Stewart, W. E. Stout, y M. A. Bozek. 2003. Variation in hydrogen stable-isotope ratios between adult and nestling cooper's hawks. *The Condor* **105**:567-572.
- Olea, P. P. 2001. Postledging dispersal in the endangered lesser kestrel *Falco naumanni*. *Bird Study* **48**:110-115.
- Pain, D. J., R. E. Green, B. Giessing, A. Kozulin, A. Poluda, U. Ottosson, M. Flade, y G. M. Hilton. 2004. Using stable isotopes to investigate migratory connectivity of the globally threatened aquatic warbler *Acrocephalus paludicola*. *Oecologia* **138**:168-174.
- Rodríguez, C., J. Bustamante, B. Martínez-Cruz, y J. J. Negro. 2005. Evaluation of methods for gender determination of lesser kestrel nestlings. *Journal of Raptor Research* **39**:127-133.

- Royle, J., y D. R. Rubenstein. 2004. The role of species abundance in determining breeding origins of migratory birds with stable isotopes. *Ecological applications* **14**:1780-1788.
- Rubenstein, D. R., y K. A. Hobson. 2004. From birds to butterflies: animal movement patterns and stable isotopes. *Trends in Ecology & Evolution* **19**:256-263.
- Ursúa, E., y J. L. Tella. 2001. Unusual large communal roost of Lesser Kestrels in two electric substations of Northern Spain: implications for the conservation of Spanish populations. 4th Eurasian Conference of the Raptor Research Foundation, Sevilla.
- Wassenaar, L. I., y K. A. Hobson. 1998. Natal origins of migratory monarch butterflies at wintering colonies in Mexico: new isotopic evidence. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **95**:15436-15439.
- Wassenaar, L. I., y K. A. Hobson. 2000. Stable-carbon and hydrogen isotope ratios reveal breeding origins of red-winged blackbirds. *Ecological applications* **10**:911-916.
- Webster, M. S., P. P. Marra, S. M. Haig, S. Bensch, y R. T. Holmes. 2002. Links between worlds: unraveling migratory connectivity. *Trends in Ecology & Evolution* **17**:76-83.
- Wunder, M. B., C. L. Kester, F. L. Knopf, y R. O. Rye. 2005. A test of geographic assignment using isotope tracers in feathers of known origin. *Oecologia*.





## **CAPÍTULO 5**

### **CAMBIOS AGRÍCOLAS Y SELECCIÓN DEL HÁBITAT DE CAZA EN EL CERNÍCALO PRIMILLA**



## Resumen

El cernícalo primilla es una especie globalmente amenazada cuyo fuerte declive se ha atribuido a los recientes cambios agrarios de las pseudoestepas europeas. El regadío se considera una de las mayores amenazas para ésta y otras aves esteparias, si bien el efecto real del regadío en el hábitat de alimentación ha sido escasamente examinado. Estudiamos la selección de cultivos cerealistas de secano tradicionales y regadíos por cernícalos primillas durante el ciclo reproductor, prestando especial atención a diferencias entre tipos de cultivos. Las lindes fueron el hábitat más escaso pero más fuertemente seleccionado, y diferentes estadios de cultivos cerealistas tradicionales fueron seleccionados según el momento reproductor y el ciclo agrario. Los efectos del regadío fueron duales. Mientras el maíz y otros cultivos de regadío eran evitados, la alfalfa se usaba en proporción a su disponibilidad y se seleccionaba tras la cosecha. Además, las lindes de campos de regadío eran seleccionadas igual que las de campos de secano. Por lo tanto, aunque el mantenimiento de la agricultura extensiva sigue siendo la principal recomendación para esta especie, existen nuevas opciones de manejo cuando la presión social hace inevitable el regadío. Los esquemas agroambientales en ese caso deberían promover el cultivo de alfalfa con bajo uso de biocidas, evitando el maíz, junto a un incremento de las lindes, para hacer compatible el regadío con la conservación del cernícalo primilla.

## Introducción

En Europa los ambientes llamados naturales son frecuentemente medios transformados por una histórica explotación agropecuaria. Una proporción muy importante de nuestra avifauna ocupa estos ambientes y ha evolucionado de acuerdo con las transformaciones agrarias (Donald *et al.* 2002), hasta llegar a la

situación actual en que biotopos considerados de gran valor ecológico corresponden a hábitats transformados por la acción humana (Tella y Forero 2000). Este fenómeno se observa en la fauna esteparia ibérica (Suárez et al. 1997), que ocupa principalmente tierras de cultivo cerealista extensivo, las llamadas pseudoestepas. Se trata de parajes llanos dominados por cultivos extensivos de cereales de secano en régimen rotacional, obteniéndose un mosaico paisajístico compuesto por cereales, barbechos, eriales, rastrojos y manchas de vegetación natural, combinado con pastoreo ovino.

En los ambientes esteparios de la Península Ibérica se han observado dos tendencias, el abandono de campos cultivados y la intensificación de los cultivos (Suarez-Seoane et al. 2002a), incluyendo este segundo aspecto un incremento de la superficie destinada a la agricultura y una mayor implantación de cultivos de regadío. Estas transformaciones han ido acompañadas de un descenso en la diversidad y abundancia de algunas especies de aves (Ostermann 1998; Chamberlain et al. 2000; Donald et al. 2001; Suárez-Seoane et al. 2002b). Ante esta tendencia agraria progresiva, numerosos estudios han intentado evaluar y mitigar sus efectos negativos sobre la fauna de ambientes esteparios (Bignal 1998; McCracken y Bignal 1998; Wolff et al. 2001).

El cernícalo primilla (*Falco naumanni*) es un claro ejemplo de especie adaptada al medio agrícola, por lo que ha sido empleada como modelo para examinar los efectos de la intensificación agraria en la conservación de aves. Al ser una especie considerada esteparia, la puesta en regadío de una gran superficie podría suponer un perjuicio para ella (Bustamante 1997; Rodríguez 2004). Esta relación entre los cambios agrarios y el estado de conservación de la especie se ha observado en otras regiones, como Portugal (Franco y Sutherland), Turquía (Parr et al. 1997), o Kazajstán (Tella et al. 2004). Los estudios llevados a cabo sobre uso del hábitat por parte de esta rapaz en la Península Ibérica la vinculan siempre a las tierras de cultivo y se han centrado en el análisis de su relación con cada tipo de explotación agraria. De este modo,

sabemos que los primillas seleccionan como hábitats de caza los pastos y campos de cereal frente a zonas arboladas o con cultivos de porte alto como los girasoles (Donazar *et al.* 1993). Estudios previos han mostrado que en el Valle del Ebro, básicamente ocupado por cultivos extensivos de secano, los individuos de la especie presentan áreas de campeo más pequeñas y obtienen presas de mayor calidad que en el Valle del Guadalquivir, zona con una elevada intensificación de cultivos (Tella *et al.* 1998). Estos resultados han sido corroborados por un segundo estudio realizado durante la época invernal en el valle del Ebro, que puso de manifiesto un rechazo de la especie por las zonas de regadío como hábitat de caza (Tella y Forero 2000).

Actualmente se está llevando a cabo la transformación de importantes superficies en el Valle del Ebro, incluyendo el área de distribución de la especie. Esta situación hace que el estudio de la selección de hábitat de caza en relación al tipo de cultivos por parte del cernícalo primilla sea de gran interés tanto del punto de vista ecológico como de conservación. Los objetivos particulares de este trabajo fueron: 1) evaluar la disponibilidad de hábitat de caza para la especie en el área de estudio, durante dos momentos del periodo reproductor de alto requerimiento energético, la época de cebas de cortejo y la época de crecimiento de los pollos; 2) analizar qué hábitats son seleccionados por la especie para cazar durante los dos periodos mencionados; 3) discutir los resultados en el contexto de la integración del manejo y ocupación del suelo con la conservación de la especie.

## **Metodología**

### *Área de estudio*

El área seleccionada para llevar a cabo este estudio comprende 250 km<sup>2</sup> aproximadamente, dentro de la región de Los Monegros (valle medio del Ebro, NE de España). Dentro de la metapoblación de cernícalo primilla (Serrano y

Tella 2003), se seleccionó el núcleo poblacional previamente usado para analizar la selección de hábitat (Tella *et al.* 1998; Tella y Forero 2000). Este núcleo ofrece características uniformes en cuanto a paisaje, distribución de los lugares de nidificación y comportamiento de los individuos, lo que evita efectos de selección de hábitat a mayor escala. En el momento de estudio el núcleo albergaba un total de 87 colonias de nidificación, incluyendo desde individuos que se reproducen en solitario hasta colonias de 28 parejas.

El uso del suelo más frecuente de la región es el cultivo cerealista extensivo en régimen de año y vez, por lo que el paisaje es un mosaico de piezas ocupadas por trigo y barbechos, junto con algunos eriales o campos abandonados y pequeñas manchas de vegetación natural. Las piezas, sin embargo, son de gran tamaño debido a la concentración parcelaria llevada a cabo a mediados de los años noventa. Actualmente se está realizando la puesta en regadío de parte de la superficie agraria, siendo los principales cultivos el maíz, la cebada y la alfalfa (Herrero y Snyder 1997). En el momento del estudio, el regadío constituye una estrecha franja que se extiende de este a oeste dejando tierras de secano tanto al norte como al sur.

Se seleccionó un recorrido previamente empleado (Tella y Forero 2000) y se prolongó para incluir la franja de cultivos de regadío, obteniéndose un transecto de 38 km de longitud por pista que abarcó cultivos de secano (65,47% del recorrido) y de regadío (34,53%), y que incluyó 52 colonias donde se reproducían un total de 221 parejas. Otras modificaciones sobre el transecto original fueron ocasionadas por cambios en la estructura viaria, consecuencia de la concentración parcelaria.

#### *Evaluación de la disponibilidad de hábitat*

Los transectos se realizaron en los dos momentos de mayor requerimiento energético del ciclo reproductor, durante las cebas de cortejo y las cebas a los pollos. En el primer caso, el aporte de alimento a las hembras

por parte de los machos juega un papel importante en la fecha y el tamaño de la puesta, incrementándose la probabilidad de éxito reproductor cuanto más temprana y mayor es ésta (Donazar *et al.* 1992; Aparicio y Bonal 2002). En cuanto a las cebas de los pollos, la escasez de alimento puede ser un importante factor de mortalidad y por tanto de bajo éxito reproductor (Negro 1991; Tella *et al.* 1996; Rodríguez 2004). Los transectos correspondientes al periodo de cortejo se realizaron durante los últimos diez días del mes de abril, coincidiendo con el inicio de estas cebas (Donazar *et al.* 1992), mientras que los recorridos relativos a las cebas a los pollos se desarrollaron durante el mes de julio.

Los usos del suelo existentes se identificaron a ambos lados del recorrido por pista, lo que puede hacer que algunos cultivos minoritarios y apartados de ésta no se hayan considerado. De cara a este estudio, no se han tenido en cuenta ocupaciones del suelo sin presencia de presas potenciales para la especie, como son carreteras, canales y edificaciones. Para estimar la disponibilidad de cada hábitat se midió la longitud de cada pieza en su contacto con la pista, con una precisión de 100 metros, identificando el correspondiente uso del suelo (Tabla 1). En el caso de las lindes se empleó el valor medio de disponibilidad obtenido en estudios previos realizados en el mismo área de estudio (Parr *et al.* 1997; Blanco *et al.* 1998; Tella y Forero 2000).

#### *Evaluación de la selección de hábitat de caza*

La observación de cernícalos primillas cazando se realizó desde un vehículo conducido a baja velocidad y en condiciones climatológicas favorables. La disponibilidad de presas potenciales puede variar a lo largo del día de acuerdo con su ritmo circadiano, por lo que los transectos tuvieron lugar por la mañana y por la tarde, evitando las horas centrales del día, de escasa actividad de caza de los cernícalos (Tella *et al.* 1998). No se realizaron observaciones en días consecutivos para evitar posibles sesgos producidos por explosiones puntuales de presas en puntos concretos. La práctica linealidad del recorrido



minimizaba la posibilidad de observar un mismo ejemplar varias veces en el mismo transecto. No se esperan sesgos ligados a los diferentes usos del suelo ya que toda la zona es llana y cubierta por vegetación baja, de modo que las aves pueden ser fácilmente observadas en un radio de 200 metros desde la pista (Tella y Forero 2000).

A efectos de selección de hábitat se tuvieron en cuenta únicamente los individuos observados durante el transecto que presentaron un comportamiento claro de caza, rechazando ejemplares en vuelo dirigido, presentes en las colonias o posados en otros apoyos. Si un ejemplar cambiaba el hábitat sobre el que cazaba durante la observación, no se registraba este segundo para evitar pseudorreplicación.

Realizamos tres transectos durante las cebas de cortejo y once durante las cebas a pollos. Las variables registradas fueron la fecha, la hora de observación y el hábitat de caza.

#### *Tratamiento estadístico*

Se empleó el índice de selectividad de Savage (Manly *et al.* 1993), que se calcula como  $w_i = U_i/p_i$ , donde  $p_i$  es la proporción de cada hábitat disponible, y  $U_i$  es la proporción de observaciones de cernícalos cazando en cada uno de esos hábitats. Los valores de  $w_i$  para cada hábitat oscilan entre 0 e infinito, siendo 1 el valor umbral a partir del cual se considera selección. Para verificar la preferencia para cada uso del suelo se compara el estadístico  $(w_i - 1)^2 / s.e.(w_i)^2$  con el valor de chi-cuadrado con un grado de libertad. El error estándar del índice  $s.e.(w_i)^2$  se calcula como  $\sqrt{\frac{1-p_i}{U_i * p_i}}$ .

Aplicamos la corrección de Bonferroni para el número de test estadísticos realizados (16 en el periodo de cebas de cortejo, 15 en el correspondiente a pollos). De la combinación del índice de selectividad y de la significación estadística resulta si las aves eligen, evitan o usan según su disponibilidad cada

uno de los hábitats. Se considera que los cernícalos primillas seleccionan un hábitat determinado cuando el índice de selectividad es mayor de 1 y el valor de la probabilidad estadística es inferior a 0,003 (aplicada la corrección de Bonferroni). Del mismo modo, se considera que evitan determinado hábitat cuando el valor del índice es menor de 1 y la probabilidad estadística es inferior a 0,003. Valores del índice próximos a 1 correspondientes a probabilidades no significativas indican un uso de hábitat de acuerdo a su disponibilidad.

## **Resultados**

### *Disponibilidad de hábitat*

Se identificaron un total de 16 y 15 potenciales hábitats de caza diferentes para sendos periodos de estudio (Tabla 1). Los usos del suelo identificados variaron entre las dos fases del estudio, fundamentalmente en el estadio de los cultivos, lo que implicó un cambio tanto cualitativo como cuantitativo en los hábitats descritos (Fig. 1a y 2a).

En las tierras de secano, la mayor parte del territorio está dedicado al cultivo de cereal, principalmente trigo. Considerando los diferentes estadios posibles en el cultivo de este cereal, constituye el 50% del total de hábitat disponible. Durante el primer periodo de estudio, correspondiente a la primavera, el cereal estaba en crecimiento (39,7% de la superficie total) y las piezas no cultivadas en esa temporada habían sido recientemente aradas (10,44%). Durante la segunda fase, correspondiente a las cebas a los pollos, se estaba llevando a cabo la cosecha, por lo que aparece una nueva categoría, el rastrojo de cereal (29,86%), a la que sucede el labrado. A lo largo de esta segunda fase, la proporción de los tres estadios del cultivo de cereal (crecimiento, rastrojo y labrado) es variable.

Tabla 1. Descripción de los hábitats identificados en los transectos como proveedores potenciales de presas para los cernícalos primillas y su disponibilidad (expresada en porcentaje de superficie ocupada respecto del total) en cada periodo de estudio. Entre paréntesis, notación que se emplea en las tablas y gráficas siguientes.

Usos del suelo	Descripción	Disponib.	
		Abril	Julio
Vegetación natural ( <i>veg.nat</i> )	Ontinares y tomillares, vegetación herbácea y arbustiva de bajo porte y e.g. escasa cobertura.	7,46	7,46
Erial ( <i>erial</i> )	Campo abandonado en el que se está recuperando la vegetación natural.	9,00	9,00
Cereal de secano ( <i>cereal<sub>s</sub></i> )	Cultivos de trigo y cebada en secano.	39,70	3,73
Rastrojo de secano ( <i>rastrojo<sub>s</sub></i> )	Campo de cereal tras la cosecha, antes de la recogida de la paja.	0	29,86
Barbecho de secano ( <i>barbecho<sub>s</sub></i> )	Campo de cereal sin cultivar en esa temporada.	0,99	0,99
Labrado de secano ( <i>labrado<sub>s</sub></i> )	Campo de cereal recientemente arado.	10,44	16,55
Leguminosa de secano ( <i>leg<sub>s</sub></i> )	Cultivo de leguminosa en régimen de secano.	0,77	0,77
Linde de secano ( <i>linde<sub>s</sub></i> )	Borde entre camino y campo o entre campos de secano.	0,55	0,55
Linde de regadío ( <i>linde<sub>r</sub></i> )	Borde entre camino y campo o entre campos de regadío.	0,25	0,25
Maíz ( <i>maíz</i> )	Cultivo de maíz en regadío; en abril recién sembrado, en julio 160 cm de altura aprox.	3,48	16,15
Rastrojo de maíz ( <i>maíz<sub>r</sub></i> )	Campo de maíz ya cosechado sin recoger la paja.	14,87	0
Alfalfa ( <i>alfalfa</i> )	Cultivo de alfalfa en régimen de regadío.	2,85	12,93
Alfalfa cosechada ( <i>alfalfa<sub>c</sub></i> )	Campo de alfalfa ya cosechado.	3,64	0,50
Cereal de regadío ( <i>cereal<sub>r</sub></i> )	Cultivo de trigo en régimen de regadío.	0,35	0,35
Labrado de regadío ( <i>labrado<sub>r</sub></i> )	Campo en el que se cultiva en regadío, recientemente arado.	4,74	0
Barbecho de regadío ( <i>barbecho<sub>r</sub></i> )	Campo sin cultivar en el que se implantan cultivos de regadío.	0,42	0,42
Leguminosa de regadío ( <i>leg<sub>r</sub></i> )	Cultivo de leguminosa en régimen de regadío.	0,49	0,49

En cuanto al regadío, en la etapa de cebas de cortejo el maíz estaba recién sembrado en algunos campos (3,48%), mientras que otros tenían todavía la paja resultante de la última cosecha (14,87%), de tal modo que las piezas ocupadas por este cultivo presentaban una cobertura mínima. Durante el periodo de cebas a los pollos, los campos de maíz estaban formados por plantas de entre 160 y 200 cm de altura, salvo alguna pieza aislada con plantas de unos 30 cm de altura, y en todos los casos con una elevada densidad de plantas (disponibilidad del 16,15% en cuanto a superficie ocupada). La alfalfa en abril ocupaba escasa superficie (6,49% en total), pudiendo encontrarse tanto parcelas crecidas como cosechadas, mientras que en julio la presencia de este cultivo se incrementó (13,43%), con plantas de entre 20 y 30 cm de altura. Durante este periodo comenzó la cosecha de la alfalfa, con la consiguiente transformación del tipo de hábitat.

#### *Selección de hábitat*

Durante el periodo de cebas a las parejas se obtuvieron datos de 89 individuos (Tabla 2). De los 16 usos del suelo identificados, únicamente en seis se observaron cernícalos primillas cazando. La utilización de cada tipo de hábitat no fue proporcional a la disponibilidad de éste (Fig. 1a y 1b). Las lindes, tanto de secano como de regadío, pese a su menor disponibilidad fueron el tipo de hábitat preferentemente seleccionado. El tercer hábitat seleccionado fue el rastrojo de maíz. La vegetación natural y el erial fueron empleados de acuerdo con su disponibilidad. El cereal de secano fue el segundo hábitat empleado en cuanto a número de ejemplares, pero su uso fue muy inferior del esperado por disponibilidad. En los restantes usos del suelo no se observaron cernícalos primillas cazando durante nuestros transectos. Estos hábitats fueron los labrados, tanto en zona de secano como de regadío, la alfalfa en sus dos estadios, el maíz, el cereal de regadío y las leguminosas tanto en regadío como en secano.

Figura 1a.  
Disponibilidad de cada hábitat durante el periodo de cebas de pareja, expresado en porcentaje de superficie ocupada, y utilización de cada uno, expresada en porcentaje de observaciones.

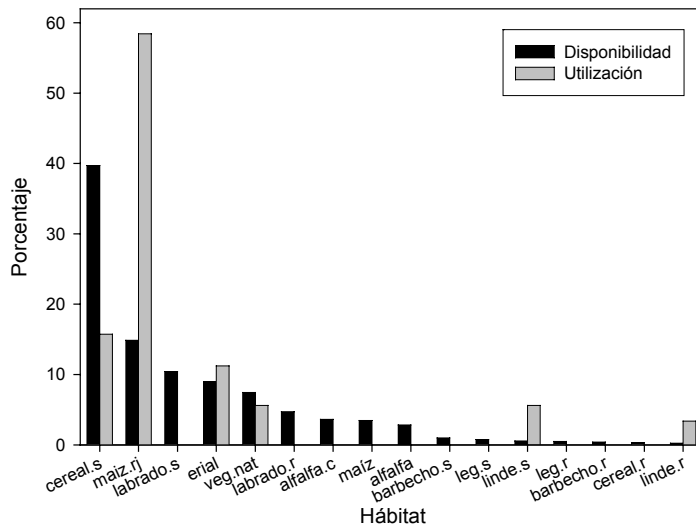
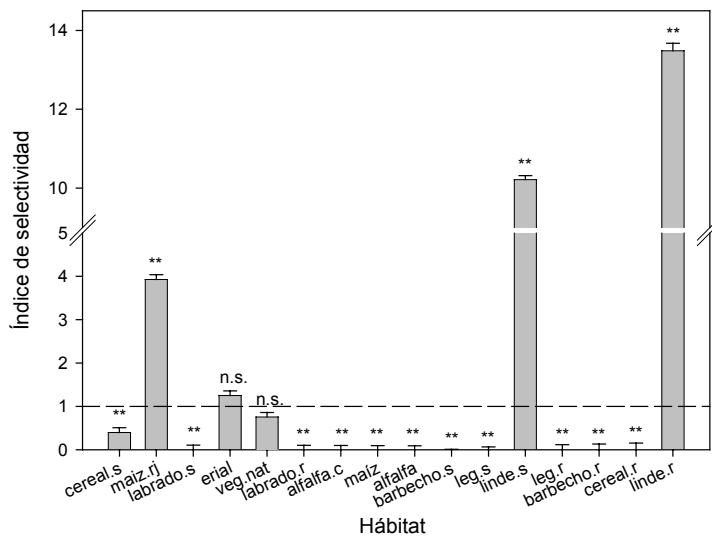


Figura 1b.  
Índice de selectividad de Savage durante el periodo de cebas de pareja. La línea horizontal indica el valor umbral de uno. Se indica en cada caso el resultado del test estadístico (n.s. no significativo; \*\* muy significativo).



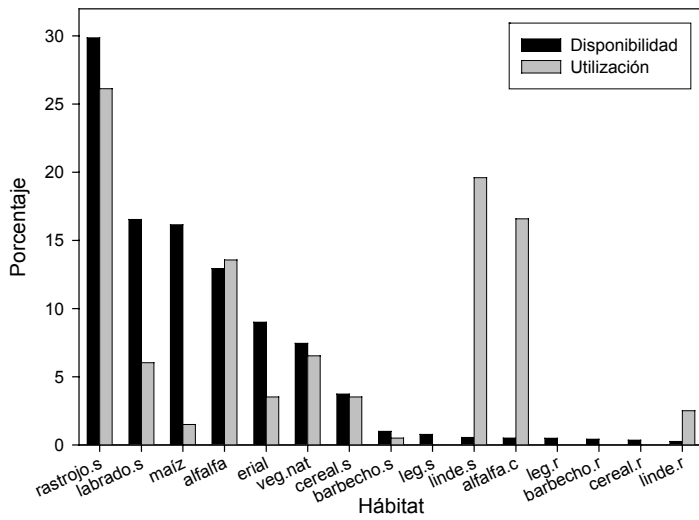


Figura 2a. Disponibilidad de cada hábitat durante el periodo de cebas a pollos, expresado en porcentaje de superficie ocupada, y utilización de cada uno, expresada en porcentaje de observaciones.

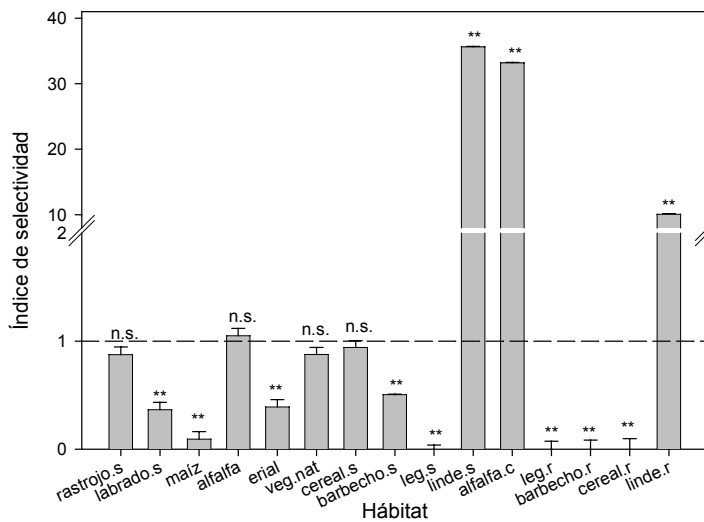


Figura 2b. Índice de selectividad de Savage durante el periodo de cebas a pollos. La línea horizontal indica el valor umbral de uno. Se indica en cada caso el resultado del test estadístico (n.s. no significativo; \*\* muy significativo).

Tabla 2. Número de individuos observados cazando en cada hábitat, índice de selección de hábitat ( $w$ ), junto con su error estándar y la probabilidad estadística (significativo cuando  $P < 0,004$ , tras aplicar la corrección de Bonferroni). Se resaltan los valores de  $w$  que indican selección significativa.

Hábitat	Cebas de pareja				Cebas a pollos			
	Ind.	$w_c$	$sew_c$	$P_c$	Ind.	$w_p$	$sew_p$	$P_p$
linde <sub>s</sub>	5	<b>10,21</b>	0,10	0,000	39	<b>35,63</b>	0,06	0,000
linde <sub>r</sub>	3	<b>13,48</b>	0,19	0,000	5	<b>10,05</b>	0,12	0,000
alfalfa <sub>c</sub>	0	<b>0,00</b>	0,10	<0,0001	33	<b>33,17</b>	0,07	0,000
maíz <sub>ij</sub>	52	<b>3,93</b>	0,11	<0,0001	-	-	-	-
veg.nat	5	0,75	0,10	0,018	13	0,88	0,07	0,063
rastrojo <sub>s</sub>	-	-	-	-	52	0,87	0,07	0,077
erial	10	1,25	0,11	0,019	7	<b>0,39</b>	0,07	<0,0001
cereal <sub>s</sub>	14	<b>0,40</b>	0,11	<0,0001	7	0,94	0,06	0,348
alfalfa	0	<b>0,00</b>	0,09	<0,0001	27	1,05	0,07	0,474
barbecho <sub>s</sub>	0	<b>0,00</b>	0,01	0,000	1	<b>0,50</b>	0,00	0,000
labrado <sub>s</sub>	0	<b>0,00</b>	0,11	<0,0001	12	<b>0,36</b>	0,07	<0,0001
maíz	0	<b>0,00</b>	0,09	<0,0001	3	<b>0,09</b>	0,07	<0,0001
cereal <sub>r</sub>	0	<b>0,00</b>	0,15	<0,0001	0	<b>0,00</b>	0,10	<0,0001
barbecho <sub>r</sub>	0	<b>0,00</b>	0,13	<0,0001	0	<b>0,00</b>	0,08	<0,0001
labrado <sub>r</sub>	0	<b>0,00</b>	0,10	<0,0001	-	-	-	-
leg <sub>r</sub>	0	<b>0,00</b>	0,11	<0,0001	0	<b>0,00</b>	0,73	<0,0001
leg <sub>s</sub>	0	<b>0,00</b>	0,06	<0,0001	0	<b>0,00</b>	0,04	<0,0001

Las observaciones de individuos cazando durante el periodo de cebas a los pollos fueron 199 (Tabla 2). Once de los 15 hábitats disponibles fueron empleados por cernícalos primillas para cazar. Las lindes de secano y regadío y la alfalfa cosechada fueron los hábitats seleccionados por la especie (Fig. 2a y 2b). El cereal de secano, incluyendo los rastrojos, la vegetación natural y la alfalfa crecida fueron empleados de manera proporcional a su disponibilidad. Los usos del suelo restantes fueron significativamente evitados como zona de caza, concretamente el barbecho y el labrado de secano, el erial y el maíz, donde las observaciones fueron muy bajas en relación a la superficie ocupada.

No se registró ninguna observación en barbecho de regadío ni en las leguminosas de ambos regímenes.

## **Discusión**

Los programas agroambientales han sido muy promocionados a través de la Política Agraria Comunitaria Europea, con el fin de mitigar los impactos que la agricultura moderna tiene en el medio ambiente. Sin embargo, los resultados de los esquemas promovidos no siempre han resultado efectivos (Kleijn *et al.* 2001; Suarez *et al.* 2004), debido en parte a un todavía insuficiente entendimiento de los requerimientos de hábitat de las especies naturales y a sus respuestas frente al manejo agrario. Este estudio contribuye a cubrir esta necesidad de ampliar los conocimientos para el caso de una especie pseudoesteparia en dos sentidos, los requerimientos concretos de la especie objeto de estudio y nuestra capacidad de intervención.

Las observaciones de cernícalos primillas en los dos periodos del estudio mostraron que existe una selección en cuanto a los hábitats de caza en relación a la disponibilidad de los mismos. Durante las cebas de cortejo se observaron episodios de caza solo en un 37% de los 16 hábitats potenciales, mientras que durante las cebas a pollos se utilizaron el 73% de los 15 identificados. La frecuencia de utilización en pocos casos se correspondió con su disponibilidad. Las lindes de secano y de regadío fueron seleccionadas en ambos periodos de estudio, junto con el rastrojo de maíz en el primero y el de alfalfa en el segundo. La vegetación natural fue empleada de acuerdo con la proporción de superficie que ocupaba, al igual que los eriales en el periodo de cebas de cortejo y que los campos de alfalfa y los de cereal de secano, tanto crecidos como cosechados, durante las cebas de los pollos. Los usos del suelo restantes fueron empleados en menor proporción de lo esperado por su disponibilidad.



Todos los estudios sobre selección de hábitat de caza del cernícalo primilla en nuestra zona de estudio resaltan un tipo de uso del suelo seleccionado de manera muy significativa, las lindes, ya sean de secano o de regadío, a pesar de ser el hábitat más escaso. Esto fue puesto de manifiesto en los valles del Guadalquivir y del Ebro durante el periodo de reproducción (Tella *et al.* 1998) y en la segunda zona durante la invernada (Tella y Forero 2000). Por su parte, Rodríguez (2004) ha observado que la tasa de ocupación de las colonias y el éxito reproductor son mayores cuanto mayor es el número de lindes en el entorno de las colonias. Una hipótesis posible es una mayor abundancia de presas en las lindes, que se vería favorecida especialmente al aumentar la diversidad florística (Marshall y Moonen 2002); de este modo, las lindes actuarían como reserva de alimento, siendo especialmente importante esta función en invierno (Thomas y Marshall 1999). Por otro lado, podría ser el campo de cultivo donde mayor abundancia de presas hubiera, siendo éstas más accesibles para los cernícalos en las lindes (Odderskaer *et al.* 1997). El cernícalo primilla ejerce también una clara selección del tipo de presas (Rodríguez 2004), de modo que para dar una respuesta es necesario determinar las especies presa de la población de estudio y describir dónde están presentes. En el caso del valle del Guadalquivir, se ha observado una mayor densidad de especies presa en medios seminaturales, como eriales, barbechos y lindes (Rodríguez 2004). A pesar de no disponer de un estudio detallado sobre la dieta de la especie en el valle del Ebro, y teniendo en cuenta que en esta zona buena parte de los usos del suelo ofrecen cobertura vegetal escasa o de bajo porte, la hipótesis más probable es la mayor abundancia de especies presa en las lindes.

Los campos cosechados, tanto de maíz como de alfalfa, es decir, los rastrojos, son claramente seleccionados de acuerdo con nuestros datos. A diferencia de la selección positiva de los rastrojos de cereal por la especie durante la época invernal (Tella y Forero 2000), durante los dos periodos estudiados no se observó una preferencia significativa. Los campos de cereal y de alfalfa crecidos fueron empleados para cazar de acuerdo con su

disponibilidad; no así el maíz, en que únicamente se observaron intentos de caza en un campo atípico de escaso desarrollo (unos 30cm de altura frente a 160-200 del resto de piezas). El empleo de las parcelas de alfalfa durante las cebas a los pollos puede explicarse por una mayor presencia de artrópodos en los cultivos de regadío durante el verano (Frampton *et al.* 2000). Todo lo anterior sugiere que en estos cultivos existen presas adecuadas para el cernícalo primilla, que quedan accesibles al recoger las cosechas, aunque no parece que alcancen los niveles de abundancia sugeridos por la selección de las lindes.

Otros usos del suelo, como los eriales y las manchas de vegetación natural, fueron asimismo empleados por los cernícalos para cazar, sin observarse una clara selección. Estos hábitats seminaturales, entre los que pueden incluirse las lindes, han sido descritos como los más propicios para la especie (Parr *et al.* 1997; Rodríguez 2004). En el periodo de cebas a pollos se observaron secuencias de caza en un mayor número de hábitats, aunque en algunos de ellos el uso estuvo significativamente por debajo de lo esperado de acuerdo a su disponibilidad.

Nuestros resultados refuerzan por lo tanto las informaciones previas. Reuniendo los datos se puede concluir que el cernícalo primilla muestra una clara preferencia por las lindes, tanto en zonas con cultivos de secano como de regadío, a pesar de ser el hábitat más escaso. Emplea asimismo los usos del suelo que ofrecen presas adecuadas accesibles, aprovechando momentos puntuales de gran disponibilidad de presas, como son los campos recién cosechados, siempre en menor proporción que las lindes. En general, la accesibilidad a las presas va a depender de la altura y la cobertura de la vegetación (Tella *et al.* 1998; Rodríguez 2004). Por lo tanto, la promoción de las lindes y el mantenimiento de un mosaico de cultivo de baja intensidad, con cereal en régimen rotacional, evitando el abandono de tierras y la reforestación, son las principales recomendaciones para conservar las poblaciones de cernícalo primilla.

De las transformaciones que actualmente se producen en el medio rural, dos se observan en esta región: el incremento de la superficie destinada a cultivos y la intensificación de los mismos. El primer aspecto supone la roturación de piezas de vegetación natural y la reducción de las lindes. Aunque las observaciones de cernícalos primillas cazando en zonas de matorral no son frecuentes, no hemos analizado el papel que estas manchas pueden tener como fuente de alimento. Al estar compuestas por una mayor diversidad florística y no estar sometidas a ningún tipo de tratamiento fitosanitario, estas zonas de matorral pueden estar actuando como reserva de especies presas, aunque la accesibilidad de éstas para los cernícalos pueda ser más baja aquí que en otros usos del suelo. En cuanto a las lindes, su papel como fuente de alimento, ya sea directo o indirecto, para esta especie ha quedado patente a lo largo del tiempo, por lo que de cara a la conservación del cernícalo primilla el mantenimiento de las mismas es de suma importancia. Sin embargo, la búsqueda de mayor superficie cultivable ocasiona que se reduzca al mínimo la anchura de los márgenes. Este es un aspecto en el que es importante incidir de cara a la conservación de la avifauna (p.ej. Vickery *et al.* 2002), ya que son muchas las especies para las que estos espacios son importantes, tanto como lugar de alimentación como de nidificación y refugio.

En cuanto a la intensificación de los cultivos, nuestro estudio muestra que la especie puede explotar los cultivos de regadío. El estudio comparativo llevado a cabo entre el valle del Ebro, zona de agricultura extensiva, y el valle del Guadalquivir, de agricultura intensiva, mostró una importante diferencia en el área de campeo de los cernícalos en ambas regiones, siendo muy superior en la zona de cultivo intensivo (Tella *et al.* 1998). En nuestro caso, no hemos establecido los tamaños del área de campeo de individuos instalados en las colonias de secano y regadío, pero si nos basamos en el tamaño medio de 4 km descrito en la región, los individuos instalados en colonias dentro del regadío contarían con campos de secano dentro de su área de caza. Esto sugiere que la intensificación de los cultivos, en general a través de la puesta en regadío, no es

incompatible con la conservación del cernícalo primilla, según cómo se maneje la agricultura. Incluso puede llegar a obtenerse un beneficio de la existencia de cierta superficie de regadío por ofrecer mayor cantidad de presas en el periodo estival (Frampton *et al.* 2000). Las características del sistema de regadío existente en nuestra zona de estudio que lo hacen compatible con el cernícalo primilla, y probablemente con otras especies de avifauna esteparia, son el tamaño de las lindes (en general, en torno a 2-3 metros de anchura), el escaso empleo de fitosanitarios y las especies cultivadas, básicamente cereales y leguminosas, que en el momento de la cosecha permiten el acceso a las presas. Hay que resaltar además, la heterogeneidad del paisaje proporcionada por la combinación de áreas de regadío y secano en la misma zona (Benton *et al.* 2003).

No hay que olvidar acciones relacionadas con la intensificación agraria que pueden perjudicar a la avifauna adaptada a medios antropizados, como es la eliminación de las casas de labor, que en el valle del Ebro dan cobijo a numerosas especies (Tella *et al.* 1993) y que en el caso del cernícalo primilla podría conllevar un serio problema de conservación, al desaparecer los posibles lugares de nidificación.

En conclusión, el cernícalo primilla nos ha servido como especie modelo para abordar un tema de preocupación a escala europea, la compatibilización entre la conservación de especies ligadas a ambientes esteparios y la explotación agroganadera de los mismos (Donald *et al.* 2002). Se confirma la importancia de las lindes para la conservación de la avifauna y se verifica la posibilidad de compatibilizarla con los sistemas agrarios de regadío. Los puntos clave sugeridos por este estudio son el mantenimiento de las lindes, la implantación de cultivos compatibles con las especies animales objeto de conservación, reducción o eliminación del empleo de productos fitosanitarios, y un diseño del uso del suelo en mosaico, permitiendo la coexistencia de sistemas agrarios intensivos y extensivos. Todo esto beneficiará a numerosas especies de

aves a través de la obtención de alimento, por ejemplo artrópodos (Benton *et al.* 2002), y de la disponibilidad de refugio y sustrato de nidificación. La aplicación de estas pautas debe realizarse necesariamente sin afectar al beneficio económico de la explotación agraria (Caballero 2001), buscando la incorporación de las necesidades de cada especie (Delgado y Moreira 2002) y con un seguimiento científico riguroso que permita detectar la eficacia de las medidas adoptadas (Kleijn *et al.* 2001; Kleijn *et al.* 2006). La línea de trabajo prioritaria de cara a la conservación de la avifauna esteparia debería consistir en la búsqueda de consenso entre los requerimientos de la población rural y de las especies objeto de conservación, siempre desde un punto de vista multidisciplinar, que permita diseñar estrategias eficaces de manejo del medio.

### **Bibliografía**

- Aparicio, J. M., y R. Bonal. 2002. Effects of food supplementation and habitat selection on timing of lesser kestrel breeding. *Ecology* **83**:873-877.
- Benton, T. G., D. M. Bryant, L. Cole, y H. Q. P. Crick. 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *J Appl Ecology* **39**:673-687.
- Benton, T. G., J. A. Vickery, y J. D. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* **18**:182-188.
- Signal, E. 1998. Using an ecological understanding of farmland to reconcile nature conservation requirements, EU agriculture policy and world trade agreements. *Journal of Applied Ecology* **35**:949-954.
- Blanco, G., J. L. Tella, y I. Torre. 1998. Traditional farming and key foraging habitats for chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax* conservation in a

- Spanish pseudosteppe landscape. *Journal of Applied Ecology* **35**:232-239.
- Bustamante, J. 1997. Predictive models for lesser kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction in southern Spain. *Biological Conservation* **80**:153-160.
- Caballero, R. 2001. Typology of cereal-sheep farming systems in Castile-La Mancha (south-central Spain). *Agricultural Systems* **68**:215-232.
- Chamberlain, D. E., R. J. Fuller, R. G. H. Bunce, J. C. Duckworth, y M. Shrubbs. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J Appl Ecology* **37**:771-788.
- Delgado, A., y F. Moreira. 2002. Do wheat, barley and oats provide similar habitat and food resources for birds in cereal steppes? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **93**:441-446.
- Donald, P. F., R. E. Green, y M. F. Heath. 2001. Agriculture intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. B* **268**:25-29.
- Donald, P. F., G. Pisano, M. D. Rayment, y D. J. Pain. 2002. The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**:167-182.
- Donazar, J. A., J. J. Negro, y F. Hiraldo. 1992. Functional analysis of mate-feeding in the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Ornis Scandinavica* **23**:190-194.
- Donazar, J. A., J. J. Negro, y F. Hiraldo. 1993. Foraging habitat selection, land-use changes and population decline in the lesser kestrel *Falco naumanni*. *Journal of Applied Ecology* **30**:515-522.

- Frampton, G. K., P. J. Van Den Brink, y P. J. L. Gould. 2000. Effects of spring drought and irrigation on farmland arthropods in southern Britain. *J Appl Ecology* **37**:865-883.
- Franco, A. M. A., y W. J. Sutherland. 2004. Modelling the foraging habitat selection of lesser kestrels: conservation implications of European Agricultural Policies. *Biological Conservation* **120**:63-74.
- Herrero, J., y R. L. Snyder. 1997. Aridity and irrigation in Aragon, Spain. *Journal of Arid Environments* **35**:535-547.
- Kleijn, D., R. A. Baquero, Y. Clough, M. Diaz, J. Esteban, F. Fernandez, D. Gabriel, F. Herzog, A. Holzschuh, R. Johl, E. Knop, A. Kruess, E. J. P. Marshall, I. Steffan-Dewenter, T. Tschamtkke, J. Verhulst, T. M. West, y J. L. Yela. 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* **9**:243-254.
- Kleijn, D., F. Berendse, R. Smit, y N. Gilissen. 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* **413**:723-725.
- Manly, B. F. J., L. L. McDonald, y D. Thomas 1993. Resource selection by animals. Chapman & Hall, London.
- Marshall, E. J. P., y A. C. Moonen. 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**:5-21.
- McCracken, D. I., y E. M. Bignal. 1998. Applying the results of ecological studies to land-use policies and practices. *Journal of Applied Ecology* **35**:961-967.
- Negro, J. J. 1991. Ecología de poblaciones de cernícalo primilla *Falco naumanni*. Estación Biológica de Doñana. Universidad de Sevilla, Sevilla.

- Odderskaer, P., A. Prang, J. G. Poulsen, P. N. Andersen, y N. Elmegaard. 1997. Skylark (*Alauda arvensis*) utilisation of micro-habitats in spring barley fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **62**:21-29.
- Ostermann, O. P. 1998. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology* **35**:968-973.
- Parr, S. J., M. A. Naveso, y M. Yarat. 1997. Habitat and potential prey surrounding lesser kestrel *Falco naumanni* colonies in Central Turkey. *Biological Conservation* **79**:309-312.
- Rodríguez, C. 2004. Factores ambientales relacionados con el éxito reproductivo del Cernícalo Primilla. Cambio climático e intensificación agraria. Page 160. Universidad de Salamanca, Salamanca.
- Serrano, D., y J. L. Tella. 2003. Dispersal within a spatially structured population of lesser kestrels: a role of spatial isolation and conspecific attraction. *Journal of Animal Ecology* **72**:400-410.
- Suarez, F., V. Garza, J. J. Onate, E. L. Garcia de la Morena, A. Ramirez, y M. B. Morales. 2004. Adequacy of winter stubble maintenance for steppe passerine conservation in central Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **104**:667-671.
- Suárez-Seoane, S., P. E. Osborne, y J. C. Alonso. 2002b. Large-scale habitat selection by agricultural steppe birds in Spain: identifying species-habitat responses using generalized additive models. *Journal of Applied Ecology* **39**:755-771.
- Suarez-Seoane, S., P. E. Osborne, y J. Baudry. 2002a. Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation* **105**:333-344.



- Tella, J. L., M. Carrete, J. A. Sanchez-Zapata, D. Serrano, A. Grivilov, S. Sklyarenko, O. Ceballos, J. A. Donazar, y F. Hiraldo. 2004. The role of land-uses, nesting-site availability, and the presence of avian predators on the distribution of breeding lesser kestrels in Kazakhstan. *Oryx* **38**.
- Tella, J. L., y M. G. Forero. 2000. Farmland habitat selection of wintering lesser kestrels in a Spanish pseudoesteppe: implications for conservation strategies. *Biodiversity and Conservation* **9**:433-441.
- Tella, J. L., M. G. Forero, F. Hiraldo, y J. A. Donazar. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel Conservation and European Agricultural Policies as identified by habitat use analyses. *Conservation Biology* **12**:593-604.
- Tella, J. L., F. Hiraldo, J. A. Donazar, y J. J. Negro. 1996. Costs and Benefits of Urban Nesting in the Lesser Kestrel. Pages 53-60 in D. Bird, D. Varland, and J. J. Negro, editors. *Raptors in human landscapes*. Academic Press Limited, London.
- Tella, J. L., M. Pomarol, M. Muñoz, y R. López. 1993. Uso de los mases por las aves y su conservación en Los Monegros. *Alytes* **6**:335-349.
- Thomas, C. F. G., y E. J. P. Marshall. 1999. Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **72**:131-144.
- Vickery, J., N. Carter, y R. J. Fuller. 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**:41-52.
- Wolff, A., J.-P. Paul, J.-L. Martin, y V. Bretagnolle. 2001. The benefits of extensive agriculture to birds: the case of little bustard. *Journal of Applied Ecology* **38**:963-975.

## **CAPÍTULO 6**

### **VALORACIÓN DE LAS CAUSAS DE MORTALIDAD Y FRACASO REPRODUCTOR**



## Resumen

En este capítulo se describen las principales causas de mortalidad de individuos adultos de cernícalo primilla reproductores y durante la dispersión premigratoria en el valle medio del Ebro y también las causas de fracaso reproductor observadas en esta población. Destaca la fuerte incidencia de la depredación en los nidos, afectando tanto a la mortalidad adulta como al éxito reproductor tanto por la pérdida de huevos como de pollos. Los principales depredadores, con un papel destacado en los últimos años de seguimiento, son las ratas, seguidas en orden de importancia por los carnívoros (fundamentalmente zorros, aunque también garduñas). Otros depredadores confirmados son la culebra de escalera, el lagarto ocelado y algunas rapaces. La muerte de pollos por inanición ha tenido un papel variable a lo largo de los años, siendo en todo el periodo de estudio muy inferior al descrito para la especie en otras poblaciones. La mortalidad de ejemplares adultos se ha debido en buena parte a factores de origen antrópico: colisiones contra estructuras eléctricas y aerogeneradores o atropellos. Se han detectado también episodios de persecución directa en colonias de reproducción. Además de la depredación destaca como causa de mortalidad adulta el riesgo de muerte al quedar las aves atrapadas dentro de los nidos, principalmente de manera accidental aunque se han registrado casos de intento de expolio. Una causa de muerte a tener en cuenta pese al escaso número de casos registrados es el envenenamiento por pesticidas organofosforados. Sobre las diversas causas descritas y particularmente sobre aquéllas de origen humano pueden plantearse medidas de gestión encaminadas a la conservación de la especie.

## Introducción

La conservación de especies amenazadas requiere disponer de datos sobre el estado y evolución de sus poblaciones. Los elementos básicos para describir la dinámica de una población son, *grosso modo*, su tamaño, su éxito reproductor y la supervivencia de los individuos. Cada uno de estos parámetros tendrá una importancia relativa en la dinámica de la población en cuestión. La descripción de una determinada población por lo tanto conllevaría el cálculo de cada uno de estos parámetros y la determinación de su importancia relativa (Clobert y Lebreton 1991; Caswell 2001; Reid *et al.* 2004).

Los factores que van a modular cada uno de estos parámetros son muy diversos y pueden deberse tanto a características propias de la especie o la población como a factores externos. El conocimiento de los parámetros que regulan una población y los factores que afectan a cada uno de ellos puede servir de base para determinar sobre cuáles intervenir en el caso de especies amenazadas. De este modo, puede mejorar la efectividad de las medidas de manejo que se apliquen a la población objeto de estudio.

La evolución de una población de cernícalo primilla depende principalmente de la supervivencia adulta (Hiraldo *et al.* 1996). Siendo el cernícalo primilla una especie migratoria transahariana, habría que analizar los factores que modulan la supervivencia de los individuos en las zonas de cría, las zonas de invernada y durante los viajes, pero en nuestro caso únicamente podemos abarcar el periodo reproductor y el premigratorio, cuando se encuentran en el valle del Ebro. El momento más vulnerable de la especie en el periodo premigratorio son los dormideros comunales, analizado en el capítulo 8 de esta memoria. Sin embargo, hasta el momento eran desconocidas otras situaciones o elementos que puedan condicionar la supervivencia de los ejemplares durante su estancia en el valle del Ebro.

El éxito reproductor, otro parámetro sumamente importante en la dinámica de las poblaciones, también puede estar influenciado por diversos factores (Negro y Hiraldo 1993; Tella *et al.* 1996; Rodríguez 2004; Serrano *et al.* 2005), y es interesante conocer cuáles son las causas que provocan el fracaso en la población objeto de estudio, con el fin de plantear las medidas de conservación pertinentes en cuanto a ellas se refiere, en caso de ser necesario.

Los objetivos de este capítulo son (1) describir las distintas causas de mortalidad adulta y de fracaso reproductor para la población de cernícalo primilla del valle del Ebro y (2) cuantificar la importancia relativa de cada una de ellas, para sentar la base sobre la que diseñar posibles intervenciones dirigidas a la conservación de la especie.

## **Metodología**

### *Obtención de los datos*

La población de cernícalo primilla de Aragón ha sido objeto de seguimiento exhaustivo desde 1993 hasta 2000 y con menor intensidad los años 2001 y 2002. La población navarra se ha seguido desde 1999 hasta 2002. El seguimiento incluyó la localización de cada edificio ocupado y de cada nido activo y visitas a los propios nidos. Parte de éstos eran visitados sistemáticamente desde el comienzo de las puestas hasta la independencia de los pollos; los nidos restantes eran visitados para conocer el resultado de la reproducción y anillar los pollos. En el apartado de metodología general se describe este seguimiento en detalle.

Se registraron las pérdidas reproductoras, tanto completas como parciales, en las distintas fases de la reproducción y se inspeccionaron las posibles causas, en base a los indicios encontrados en los nidos. Las causas de fracaso esperadas fueron la muerte de los padres, el abandono del nido, la inviabilidad de los huevos y la mortalidad de pollos. Hay que señalar que

frecuentemente no es posible describir con certeza lo que ha ocurrido en un nido y en los análisis posteriores nos ceñimos a los nidos cuya información es segura.

Los huevos se consideraban no eclosionados cuando su presencia en el nido excedía con creces el tiempo de incubación propio de la especie. En los nidos en que se conocía la fecha de puesta, se contabilizaba el tiempo a partir de ahí. Cuando no se conocía esta fecha, se tenía en cuenta si el tiempo entre observaciones de los huevos en nido sobrepasaba el tiempo de incubación. En nidos visitados tan solo al final del periodo reproductor, se consideraban no eclosionados huevos en nidos con pollos crecidos.

Se anotó el fallo en la eclosión de huevos y las posibles causas. Se consideró que la causa de muerte de pollos fue debida a la falta de nutrientes en base a su condición física. La edad de los pollos muertos por inanición se obtuvo, cuando fue posible, a partir de la longitud de la octava primaria, de acuerdo con la ecuación:

$$y = 10,44 + 0,14x,$$

donde "x" es la longitud de esta pluma en milímetros e "y" la edad del pollo en días (Negro 1991). También se trató de identificar como causa de fallo de eclosión la mortalidad adulta por depredación. Asimismo en caso de encontrar cadáveres de ejemplares adultos se intentó determinar la causa de la muerte.

En los casos en que se sospechó que la causa de fracaso reproductor fue la depredación, los aspectos considerados fueron varios:

- Tipo de depredación: hay casos en que la depredación causa el fracaso completo (depredación total) y otros en que sólo se pierde una parte (depredación parcial), tanto del nido como de la colonia.
- Momento de la depredación: huevos, pollos pequeños y pollos emplumados. Como habitualmente no podemos saber el

momento exacto de la depredación, se asignaba la categoría con la mayor precisión posible.

- Depredador: hemos considerado los principales depredadores, las ratas, los carnívoros (principalmente zorros y en algunos casos garduñas y comadrejas), las culebras, rapaces (incluyendo mochuelos, lechuzas, cernícalo vulgar) y el hombre (listado de los potenciales depredadores en Tella (1996)). En muchos casos no fue posible determinar el agente.

Hemos recogido información complementaria sobre mortalidad adulta. La principal fuente ha sido el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de la Alfranca (Zaragoza), que acoge fauna de toda la Comunidad de Aragón. Otros datos proceden de observaciones propias durante el seguimiento de la población, incluida la revisión de instalaciones eléctricas (capítulo 8), y de otras personas que trabajan con fauna silvestre (agentes de medio ambiente, consultores, etc.). Estos datos nos permitirán conocer las causas más habituales de mortalidad de ejemplares adultos, si bien no podemos extraer de ellos datos reales de mortalidad ni recogerán todas las causas existentes, especialmente teniendo en cuenta las características de la especie, que hacen muy probable la desaparición de los cadáveres antes de su detección.

#### *Tratamiento de los datos*

Se han descrito los distintos parámetros considerados en base a porcentajes y medias, tanto globales como desglosados por años. La información que obtenemos de los nidos no siempre es completa, por lo que los tamaños muestrales para describir cada aspecto variaron en función de la disponibilidad de datos. La descripción del fracaso reproductor debido a la inanición se realizó excluyendo los nidos que sufrieron depredación, para aislar el efecto del alimento.



Independientemente de las tasas de depredación a nivel global, un aspecto a considerar si queremos plantear el control de depredadores como medida de conservación es si hay colonias especialmente vulnerables a la depredación y otras libres de ella. Para testificar esta hipótesis empleamos modelos lineales generalizados (GLM), considerando como variable dependiente la relación entre el número de nidos depredados y el total de nidos de cada colonia, y como variables explicativas la identidad de la colonia y el año, ambas como factores fijos. Analizamos también el efecto de la interacción de ambas variables. Empleamos distribución binomial y realizamos los análisis mediante el programa SAS. Hicimos dos modelos independientes, considerando la variable respuesta “nidos depredados” por un lado como nidos que habían sufrido depredación total y por otro como todos los nidos que habían sufrido cualquier tipo de ella. Se emplearon únicamente aquellas colonias para las que teníamos información precisa de depredación de al menos dos años.

Análisis estadísticos similares a los descritos anteriormente fueron llevados a cabo para ver a la incidencia del hambre, siendo la variable dependiente la relación entre nidos donde hubo pérdidas por inanición respecto a los nidos totales de la colonia.

## **Resultados**

### *Causas de fracaso reproductor*

Considerando conjuntamente los nidos activos de la población entre los años 1993 y 2002 ( $n = 3659$ ), el 64,8% tuvieron éxito reproductor y un 35,2% de nidos fracasaron; de estos últimos en el 66% se confirmó la depredación como causa del fracaso. De los casos restantes, las causas de fracaso identificadas fueron el abandono del nido (4% de los nidos fracasados), la muerte por hambre de los pollos (1,2%), y menos frecuentes la muerte de los

adultos (0,54%) y el desmantelamiento o arreglos en el tejado (0,7%). El porcentaje de éxito reproductor y la incidencia de las causas de fracaso fueron variables entre los años de estudio (figura 1).

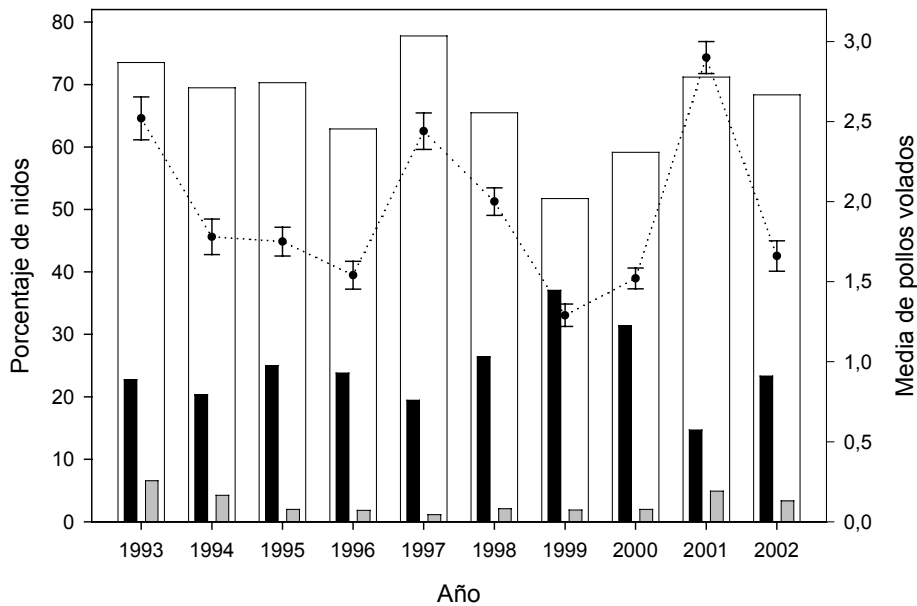


Figura 1. Relación entre productividad y depredación por años. Se indican productividad media expresada en pollos volados por pareja reproductora (barras de error, eje de ordenadas derecho), el porcentaje de nidos con éxito (barras blancas), el porcentaje de nidos con depredación total (barras negras) y el porcentaje de nidos con depredación parcial (barras grises).

El 12,9% de los huevos en nuestra población no eclosionaron (n = 4397). A lo largo de los años de estudio esta proporción ha variado entre el 9 y el 17% (tabla 1), afectando a un porcentaje de nidos de entre el 20 y el 34%. Parte de los huevos se perdieron por depredación, como se describe a continuación, en algunas ocasiones por roturas y por el abandono del nido por parte de los adultos, restando un 8,2% de huevos inviables por otras razones (ver capítulo de 7). Las principales causas de mortalidad de pollos fueron la depredación y el hambre.

Tabla 1. Descripción de los parámetros reproductivos y las causas de fracaso reproductor desglosados por años. Los tamaños muestrales para cada apartado se indican entre paréntesis y corresponden a los casos en que se dispone de información sobre el aspecto tratado; otras consideraciones particulares sobre los tamaños muestrales se explicitan en el texto.

Año	Tamaño medio puesta	Media pollos nacidos	Media pollos volados	% nidos hambre	Éxito reproductor	
					% nidos	% colonias
1993	4,43±0,077 (115)	3,15±0,164 (124)	2,52±0,134 (186)	1,3 (146)	73,5 (204)	74 (50)
1994	4,34±0,061 (128)	3,68±0,143 (114)	1,78±0,111 (202)	16,7 (192)	69,5 (249)	70,5 (61)
1995	4,27±0,062 (145)	3,23±0,155 (120)	1,75±0,090 (272)	6,4 (249)	70,3 (330)	71,2 (66)
1996	4,13±0,079 (110)	2,88±0,174 (110)	1,54±0,087 (280)	14,8 (243)	62,9 (310)	64,9 (74)
1997	4,49±0,077 (105)	2,79±0,190 (123)	2,44±0,114 (231)	3,7 (217)	77,8 (270)	72,3 (65)
1998	4,26±0,063 (235)	3,43±0,127 (177)	2,00±0,086 (434)	10,3 (349)	65,5 (472)	76,6 (111)
1999	3,52±0,088 (193)	2,16±0,134 (198)	1,29±0,070 (498)	5,5 (364)	51,7 (547)	58,2 (158)
2000	3,48±0,159 (100)	1,39±0,162 (150)	1,52±0,065 (615)	0,6 (477)	59,1 (678)	63,3 (177)
2001	4,23±0,059 (173)	3,41±0,138 (143)	1,90±0,100 (262)	0,4 (254)	71,2 (302)	70,8 (48)
2002	3,97±0,080 (130)	2,44±0,156 (142)	1,66±0,095 (256)	-	68,3 (297)	72,2 (54)

Tabla 1 (continuación)

Año	Huevos no eclosionados		Huevos inviables		Nidos predados		Colonias predadas	
	% nidos	% huevos	% nidos	% huevos	% afectad.	% total	% afectad.	% total
1993	34,4 (90)	16,7 (404)	29,8 (84)	9,3 (376)	29,3 (198)	22,7	55,1 (49)	26,5
1994	20,2 (104)	9,3 (453)	14,4 (97)	4,7 (427)	24,6 (236)	20,3	52,6 (57)	24,6
1995	27,2 (103)	12,7 (433)	21,9 (96)	7,4 (403)	27,0 (304)	25,0	50,8 (61)	26,2
1996	32,2 (87)	13,9 (367)	28,0 (82)	9,1 (340)	25,6 (273)	23,8	52,1 (71)	31
1997	30,5 (82)	10,1 (376)	28,8 (80)	7,9 (367)	20,6 (262)	19,5	48,4 (62)	25,8
1998	29,5 (156)	11,2 (690)	27,6 (152)	8,1 (654)	28,5 (432)	26,4	49,5 (107)	19,6
1999	32,2 (118)	16,4 (458)	26,2 (107)	9,0 (421)	38,9 (475)	37,1	61,8 (144)	26,4
2000	26,8 (56)	12,4 (234)	22,6 (53)	8,5 (224)	33,3 (606)	31,4	50,0 (160)	21,3
2001	34,3 (134)	14,0 (577)	29,0 (124)	8,0 (537)	19,6 (245)	14,7	48,8 (41)	17,1
2002	34 (100)	14,3 (405)	31,3 (96)	10,6 (387)	26,7 (240)	23,3	57,1 (35)	22,9

La depredación afecta a una parte muy importante de la población estudiada, en total al 53,2% de las colonias estudiadas ( $n=803$ ) y al 28,9% de los nidos ( $n=3271$ ). La incidencia ha sido variable a lo largo del periodo de estudio (tabla 1), y si comparamos estas tasas de depredación total de nidos con las de éxito reproductor (figura 1) se observa una tendencia inversa y muy significativamente relacionada entre ellas (correlación de Pearson,  $r = -0,857$ ,  $p = 0,002$ ,  $n = 10$ ; pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov no significativa,  $p = 0,2$ ). Esta tendencia se mantiene aunque no es significativa al relacionar las tasas de depredación total con la media de pollos volados (correlación de Pearson,  $r = -0,587$ ,  $p = 0,074$ ,  $n = 10$ ; pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov no significativa,  $p = 0,2$ )

La mayor parte de los nidos donde se produce depredación fracasan por completo. La depredación total de colonias afectó al 24% de los lugares de nidificación ( $n=787$ ), oscilando entre el 18 y el 30% del total analizado según los años (tabla 1). La productividad, entendida como media de los pollos volados por pareja reproductora, según se calcule incluyendo o excluyendo los nidos depredados, muestra el importante efecto de la depredación (figura 2). Las parejas solitarias o en colonias pequeñas sufrieron mayor depredación que las situadas en colonias grandes (figura 3A), especialmente durante los primeros años de seguimiento. De igual modo, las colonias pequeñas tuvieron mayor probabilidad de fracasar completamente por esta causa, siendo escasas las colonias grandes con depredación total (figura 3B).

Aunque es difícil determinar este aspecto con precisión, la mayor parte de los nidos fueron depredados en fases tempranas de la reproducción (tabla 2), probablemente en estadio de huevos (71,6% en conjunto,  $n = 718$ ). La variación entre años fue notable, pero las proporciones de cada grupo se mantienen estables.

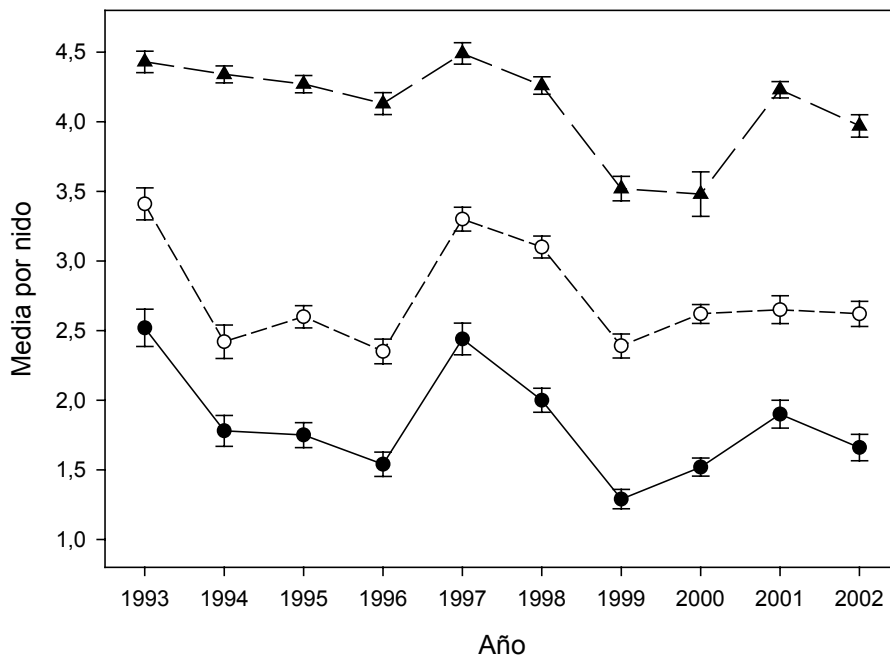


Figura 2. Parámetros reproductivos por nido en los años de estudio: tamaño medio de puesta (triángulos), pollos volados (círculos negros) y pollos volados excluyendo los nidos con depredación (círculos blancos).

Los depredadores constatados fueron ratas (*Rattus rattus* y *Rattus norvegicus*), zorros (*Vulpes vulpes*), garduñas (*Martes foina*), comadreja (*Mustela nivalis*), culebras de escalera (*Elaphe scalaris*), lagarto ocelado (*Lacerta lepida*), lechuza común (*Tyto alba*), mochuelo (*Athene noctua*) y cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*), además de persecución humana traducida en envenenamientos, disparos y expolio. En un número importante de nidos no fue posible determinar el agente depredador (21,5%, n=768). En los casos restantes se procuró atribuir la autoría de la depredación con cierta seguridad (tabla 2), restando sin embargo casos dudosos. La certeza sobre el depredador varió desde el 88% (n=152) de los carnívoros, cuyo indicio característico era que las tejas que cubrían los nidos estaban levantadas, o el 84% (n=420) de las ratas, hasta el 54% (n=54) en el caso de los reptiles. Las ratas fueron el

principal agente, con un 68,3% de los nidos afectados en el conjunto de los años de estudio ( $n = 729$ ), seguidas por los zorros (20,9%). La incidencia de las ratas se incrementó notablemente a partir de 1998, contrastando con años anteriores en que la proporción de nidos atacados por ratas y zorros era más próxima. Los casos de depredación por reptiles, que corresponden básicamente a culebra, son difíciles de detectar por la escasez de rastro en los nidos, no obstante lo cual sumaron el 7,4% de los casos. En el caso de las rapaces, se trata de un número reducido de casos; destaca en la tabla 2 el año 1994, pero se trata de una única colonia en que un cernícalo vulgar depredó sobre pollos en baja condición física. Los casos detectados de expolio fueron escasos, pero como persecución directa humana hay que destacar el importante fracaso observado en 1996 en una colonia donde se provocó un envenenamiento masivo.

Tabla 2. Descripción de la depredación por años: momentos en que se produjo la depredación (H: huevos, P.P. pollos pequeños, P.G.: pollos grandes) y depredadores identificados (Rt: rata, Z: carnívoro, Rp: rapaz, C: culebra o lagarto, H: hombre), expresados todos los datos en porcentajes de nidos. Se indican los tamaños muestrales (n).

Año	Momento de depredación				Depredadores					
	n	H.	P.P.	P.G.	n	Rt	Z	Rp	C	H
1993	46	71,7	26,1	2,2	39	48,7	43,6	0	7,7	0
1994	35	60	25,7	14,3	43	46,5	30,2	14	7,0	2,3
1995	60	78,3	20,0	1,7	71	59,2	35,2	0	4,2	1,4
1996	41	82,9	4,9	12,2	52	28,8	40,4	0	9,6	21,2
1997	40	75	22,5	2,5	25	48	24	0	28	0
1998	91	78	18,7	3,3	104	67,3	25	0	7,7	0
1999	156	69,2	17,9	12,8	150	82,7	7,3	0,7	9,3	0
2000	147	77,6	18,4	4,1	162	82,1	12,3	0,6	4,9	0
2001	47	40,4	29,8	29,7	34	88,2	2,9	5,9	0	2,9
2002	55	67,3	21,8	10,9	49	67,3	24,5	2	6,1	0
<b>Total</b>	<b>718</b>	<b>71,6</b>	<b>19,8</b>	<b>8,6</b>	<b>729</b>	<b>68,3</b>	<b>20,9</b>	<b>1,5</b>	<b>7,4</b>	<b>1,9</b>

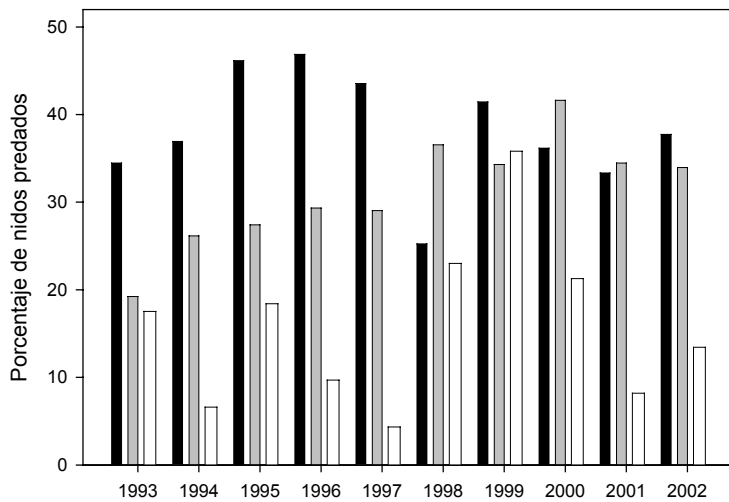
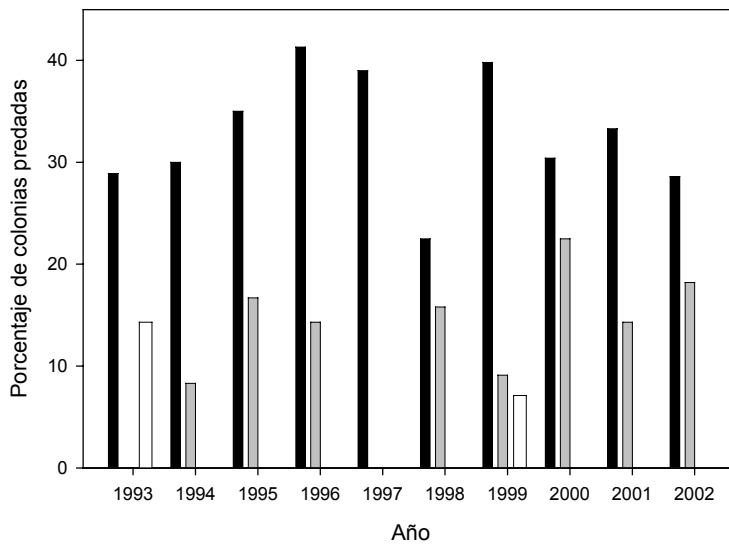


Figura 3. Para cada tamaño de colonia, porcentaje de nidos que han sufrido depredación total (A) y porcentaje de colonias con depredación total (B) en los años de estudio. Barras negras, de 1 a 3 parejas, barras grises, de 4 a 9 parejas, y barras blancas, más de 10 parejas reproductoras.



A  
B

Limitando la exploración sobre la depredación por ratas a los casos en que tuvimos certeza del depredador, se observa que en el 92% de los casos (n=420) eliminaron el nido completo, ocurriendo en el 75% de los casos en los momentos iniciales de la reproducción. Para los carnívoros estas proporciones fueron similares (96 y 74% para cada aspecto, n=134). Los casos atribuidos a culebras fueron más difícilmente verificados, especialmente en el caso de



depredaciones tempranas, por lo que resulta difícil asegurar la proporción de casos tanto de depredación total como de depredación de huevos.

La incidencia de depredación en las colonias se repite a lo largo de los años ( $\chi^2 = 886,04$ ;  $p < 0,001$ ), habiendo por lo tanto colonias que son depredadas de manera habitual y otras que no lo son, por encima del efecto del año ( $\chi^2 = 79,37$ ;  $p < 0,001$ ). La intensidad de la depredación sin embargo no se mantiene a lo largo del tiempo ni tampoco las tendencias, como muestra la interacción entre colonia y año ( $\chi^2 = 1013,61$ ;  $p < 0,001$ ), es decir, la presión depredadora no aumenta o disminuye simultáneamente en las diferentes colonias. Esto es así tanto considerando los nidos que son totalmente depredados como incluyendo los que tienen depredación parcial (para colonias  $\chi^2 = 845,34$ ,  $p < 0,001$ ; para años  $\chi^2 = 67,08$ ,  $p < 0,001$ ; la interacción  $\chi^2 = 1046,92$ ,  $p < 0,001$ ).

La pérdida de pollos por hambre fue muy variable entre años. Frecuentemente la inanición provoca mortalidad de algunos pollos del nido sin llegar a provocar el fracaso reproductivo completo de la pareja. Los porcentajes de nidos donde se encontraron pollos muertos por inanición desglosados por años y una vez excluidos los nidos depredados se muestran en la tabla 1. En el conjunto de años estudiados, el 6,2% de los nidos perdieron algún pollo por inanición ( $n = 2491$ ), variando entre menos de un 1% y un 17% de los nidos según años. Las grandes variaciones observadas hacen destacar los años 1994, 1996 y 1998, en los que el problema de alimento fue importante para la población estudiada. Los GLM para averiguar si el hambre afectaba particularmente a algunas colonias mostraron un efecto muy significativo de la colonia ( $\chi^2 = 270,81$ ;  $p < 0,001$ ) y también del año ( $\chi^2 = 180,32$ ;  $p < 0,001$ ). Al incluir la interacción entre ambos factores, ésta no mostró efecto significativo lo cual indica que existe una constancia a lo largo del periodo de estudio en la probabilidad de muerte por inanición según las colonias y que el efecto año fue constante en todas ellas.

*Causas de mortalidad de adultos*

La depredación afectó a los adultos reproductores, registrándose en 101 nidos (3,1%, n=3271). Dentro de los nidos en que se observó depredación y hay indicios claros, encontramos un total de 80 hembras depredadas (2,5% de los nidos). Para los machos, los registros son 27 (1% de los nidos). Únicamente en seis casos fueron hallados los dos miembros de la pareja muertos. No voló ningún pollo del 95% y el 100% de los nidos donde perecieron la hembra o el macho respectivamente. En el 86% de los casos (n=71) la depredación ocurrió durante la incubación, tanto en hembras (87%) como en machos (80%) y se debió principalmente a ratas (55% de los casos, n=80). Otros depredadores notables fueron los carnívoros (17%) y las culebras (15%). La depredación por rapaces fue anecdótica (dos casos). La persecución directa consistió principalmente en envenenamiento, con un caso de muerte por disparo.

Consideramos los datos de ingresos de cernícalos primillas en el centro de recuperación de fauna silvestre de la Alfranca (Zaragoza) y otras observaciones, excluyendo los pollos no volantes. Desde 1994 hasta 2004, disponemos de información de 102 ejemplares, dos de ellos entregados muertos sin que se pudiera determinar la causa de la muerte. La causa de mortalidad más frecuente es que las aves queden atrapadas en el nido (25,5% de los casos registrados), siguiendo con el atropello (18,6%), la colisión contra líneas eléctricas, aerogeneradores, etc. (15,7%), la intoxicación (14,7%), cautividad (7,9%), disparos (6,9%), desnutrición (3,9%), depredación (2,9%), electrocución e infecciones (2% en ambos casos). Si excluimos los casos del periodo de dispersión premigratoria y las aves cautivas, contamos con 66 individuos. Se mantienen el mismo número de casos para aves atrapadas, que ahora suponen el 39,4% de los individuos, intoxicaciones (22,7%), infecciones y depredación, siendo estos últimos anecdóticos frente a los datos observados en las colonias. En cuanto a las aves que se han visto atrapadas, y que

presentan una proporción importante, se trata principalmente de ejemplares a los que se les ha enganchado una pata en el nido, frecuentemente debido a cuerdas acumuladas allí por otras especies, junto a algún ave que ha quedado encerrada dentro de edificios y un caso de captura con liga. Las causas restantes son eminentemente antropogénicas. En el caso de las intoxicaciones particularmente hay que señalar que 10 de los quince casos corresponden a un único momento de persecución directa de la especie en una colonia determinada, al igual que los cuatro ejemplares muertos por disparo en época de reproducción, correspondientes también a una única colonia y momento, ambos episodios en 1996. Los casos restantes de intoxicación confirmada fueron debidos a pesticidas organofosforados. Los casos de atropellos (18 casos), colisiones (16 casos) y electrocuciones (2 casos) se produjeron tanto en época de reproducción como de dispersión premigratoria. Entre los casos de colisión, hay cinco seguros contra aerogeneradores y once contra tendidos.

### **Discusión**

Dos son las principales causas de fracaso reproductor en el cernícalo primilla, la depredación y la muerte de pollos por hambre. Observando la evolución de la productividad, vemos cómo la depredación modula la curva de productividad, con excepción de algunos años donde el hambre fue mayor. Así, siendo la depredación la principal causa de fracaso o de pérdidas reproductoras en esta población, el hambre también es una causa de mortalidad de pollos nada desdeñable en algunos años de seguimiento. Sin embargo, el hambre en esta población es relativamente bajo al compararlo con otras poblaciones de la especie. Negro et al. (1993) encontraron que en el valle del Guadalquivir la muerte por inanición era la principal causa de pérdida de pollos, con un 90% del total de pollos encontrados muertos. Tella et al. (1996) explicaron esta diferencia entre el peso relativo de la depredación y el hambre por regiones en base a la ubicación de los nidos dentro de las ciudades (caso del valle del

Guadalquivir) o en el campo (nuestra zona de estudio), debido no tanto al emplazamiento en sí de las colonias sino a la diferente gestión agraria, intensiva en el valle del Guadalquivir, correspondiente a la población urbana, y tradicional en el valle del Ebro, compuesta por colonias rurales (Tella *et al.* 1998). De igual modo, en Israel el hambre ha sido considerado uno de los principales factores de fracaso reproductor de nidos ubicados en la ciudad de Jerusalem (Liven-Schulman *et al.* 2004), destacando su efecto sobre las colonias situadas en medio rural.

Ya que la depredación es la principal causa de fracaso reproductor en la población estudiada, puede plantearse la posibilidad de intervenir sobre este aspecto de cara a la conservación de la población. Entre los depredadores identificados, los mayores efectos se deben a ratas y carnívoros, pese a que el efecto de las culebras puede no estar correctamente estimado, tanto por episodios no detectados como por casos erróneamente atribuidos a ratas (Thompson *et al.* 1999). En otras poblaciones de aves reproductoras, tanto para depredadores carnívoros como para roedores, se han realizado distintas aproximaciones para reducir su depredación sobre nidos, ya sea empleando repelentes (Dickman y Doncaster 1984; Nicolaus y Nellis 1987; Jedrzejewski *et al.* 1993; Shivik *et al.* 2003), o controlando sus poblaciones (Buckle 1994; Tapper *et al.* 1996; Côté y Sutherland 1997; Schmidt *et al.* 2001; Igual *et al.* 2006). El hecho de que la depredación se repita en algunas colonias ofrece una oportunidad interesante en este estudio, pudiendo seleccionar determinados emplazamientos sobre los que actuar en base a sus tasas de depredación. La distinta incidencia de la depredación sobre las categorías de tamaño de colonia pueden aportar también información sobre qué colonias seleccionar. Aunque las colonias pequeñas tienen, en general, la mayor presión depredadora, puede ser más eficiente actuar sobre las intermedias. Hay que señalar no obstante que si la depredación es muy fuerte sobre una determinada colonia, ésta tiende a disminuir en número de parejas (Tella 1996) por dispersión y disminución en las tasas de reclutamientos (Serrano *et al.* 2004), con lo que dicha colonia

podría cambiar su tamaño de colonia o categoría (pequeña-intermedia o grande) entre las que hemos establecido.

Se planteó la posibilidad de intentar reducir la presión depredadora de las ratas mediante el control de su población con anticoagulantes de segunda generación. Las dudas que surgen al respecto son varias. En primer lugar, pese a que estos compuestos parecen ser más seguros que los usados anteriormente en cuanto a efectos sobre especies no objetivo, se han encontrado casos de envenenamientos secundarios (Mendenhall y Pank 1980; Howald *et al.* 1999; Eason *et al.* 2002), por lo que esta medida sólo podría aplicarse en colonias carentes de otras especies que pudieran envenenarse, por ejemplo lechuzas, y siempre con grandes medidas de control. Además, se ha detectado resistencia de ratas a estos compuestos (Gill *et al.* 1994), peligrando su eficacia. En cualquier caso, los resultados de las diferentes experiencias al respecto no son concluyentes (Côté y Sutherland 1997), pese a los buenos resultados en algunos casos, por ejemplo cuando el objetivo era un incremento puntual del tamaño poblacional de especies cinegéticas (Tapper *et al.* 1996). Para obtener resultados útiles probablemente sería necesario realizar un control continuo y controlar todo el nicho, sin tener garantías especialmente en un ambiente abierto a emigración (Côté y Sutherland 1997), ya que la mayor parte de los ejemplos existentes que hacen referencia a islas (p.ej. Elliott *et al.* 2001; Igual *et al.* 2006). Otra precaución a tener en cuenta es que estamos haciendo referencia al control de ratas, una pieza de un sistema complejo donde también hay otras especies, por lo que no podemos concluir *a priori* sobre los efectos del control de ratas en la población de primillas (Lima 2002).

En vista de que la mayor parte de los episodios de depredación se producen en los primeros momentos de la reproducción, es decir con huevos o pollos pequeños en los nidos, puede ser interesante plantear experimentos relativos a condicionamiento negativo de los depredadores respecto al consumo de huevos (Nicolaus y Nellis 1987; Dimmick y Nicolaus 1990). Aunque la

eficacia de estas técnicas no será tan rápida como puede serlo la eliminación de ratas, puede ser también menos arriesgada para el resto de especies presentes en el área de estudio. Por otro lado, la depredación y las transformaciones del hábitat van en ocasiones ligadas (Evans 2004), por lo que sería interesante conocer este aspecto de nuestro sistema de estudio en busca de otras soluciones alternativas (Seymour *et al.* 2004). Las medidas de conservación que pueden plantearse en cuanto a una posible reducción de la mortalidad por hambre pasan también por aspectos de transformación del hábitat y de uso de productos fitosanitarios, de modo que sería interesante ahondar en estos aspectos en busca de propuestas de conservación basadas en características del hábitat y que integren todas estas cuestiones.

Entre las causas de mortalidad de adultos, se observan causas naturales, como son la depredación, la desnutrición y las infecciones, que sin embargo pueden verse modificadas por la acción humana (por ejemplo la transformación del hábitat de caza o el empleo de pesticidas pueden reducir el alimento disponible (Rodríguez 2004). Otras causas son claramente antrópicas. La persecución directa se hizo patente en la intoxicación y los disparos en sendas colonias. El efecto del uso de pesticidas, además de incidir en la población de presas, ha ocasionado envenenamientos. Otras referencias al efecto de fitosanitarios sobre la especie se recogen en los capítulos 5 y 7, realzando la importancia de que se regule el empleo de estos productos.

Un factor de riesgo a tener en cuenta son las colisiones con líneas eléctricas y aerogeneradores, particularmente estos últimos, no sólo por una incidencia numéricamente elevada sino por el importante desarrollo eólico que se está produciendo en el entorno inmediato de colonias de reproducción y cuya repercusión en la dinámica de éstas es por el momento prácticamente desconocida. Hay que tener en cuenta que los datos aquí mostrados corresponden básicamente a ejemplares ingresados en el centro de recuperación de fauna silvestre, lo que conlleva dos fuentes básicas de

subestimación del riesgo real, que no todas las aves muertas o heridas son encontradas y que no todas las encontradas son entregadas. Las causas de mortalidad que ocurren directamente en las colonias de reproducción son en este sentido más fáciles de analizar, sin embargo no podemos calcular los ejemplares que sufren colisión. Aunque los datos aquí mostrados numéricamente son bajos, no hay que perder de vista que la supervivencia adulta es el parámetro demográfico que más afecta a la dinámica de población de esta especie (Hiraldo *et al.* 1996), por lo que de cara a la conservación es importante tener en cuenta estos factores de riesgo y tratar de minimizarlos.

Existen por tanto opciones de conservación encaminadas al incremento de la productividad, sobre las que sería interesante ahondar de manera experimental para analizar su eficacia real y la viabilidad de su aplicación. Menos accesible parece actuar sobre la mortalidad adulta. Pese a la importancia de conocer los factores de riesgo para la población reproductora, no resulta fácil cuantificar en qué medida incide cada uno de ellos, como hemos dicho. Por otra parte, quedan pendientes todos aquellos factores a que los individuos están expuestos tanto a lo largo de las migraciones como en los cuarteles de invernada. Resulta por tanto difícil concluir con rotundidad sobre este aspecto. No obstante, las recomendaciones que nos sugieren estos datos para el valle medio del Ebro son, además del posible control de la depredación, cautela sobre la implantación de estructuras eléctricas y el análisis cuidadoso de posibles medidas correctoras para estas estructuras, tanto parques eólicos como líneas eléctricas, y un control exhaustivo de las prácticas agrarias, particularmente en cuanto a uso de productos fitosanitarios, junto con medidas de gestión del hábitat que consideren los diversos efectos directos e indirectos que pueden tener sobre la población.

## Bibliografía

- Buckle, A. P. 1994. Rodent control methods: chemical. Pages 127-160 in A. P. Buckle, and R. H. Smith, editors. Rodent Pests and their Control. CAB International.
- Caswell, H. 2001. Matrix Population Models. Sinauer Associates, Inc., Sunderland.
- Clobert, J., y J. D. Lebreton. 1991. Estimation of demographic parameters in bird populations. Pages 75-104 in C. M. Perrins, J. D. Lebreton, and G. J. M. Hirons, editors. Bird population studies. Relevance to conservation and management. Oxford University Press, Oxford.
- Côté, I. M., y W. J. Sutherland. 1997. The Effectiveness of Removing Predators to Protect Bird Populations. Conservation Biology **11**:395-405.
- Dickman, C. R., y C. P. Doncaster. 1984. Responses of small mammals to Red fox (*Vulpes vulpes*) odour. J. Zool. Lond. **204**:521-531.
- Dimmick, C. R., y L. K. Nicolaus. 1990. Efficiency of conditioned aversion in reducing depredation by crows. Journal of Applied Ecology **27**:200-209.
- Eason, C. T., E. C. Murphy, G. R. G. Wright, y E. B. Spurr. 2002. Assessment of risks of brodifacoum to non-target birds and mammals in New Zealand. Ecotoxicology **11**:35-48.
- Elliott, G. P., D. V. Merton, y P. W. Jansen. 2001. Intensive management of a critically endangered species: the kakapo. Biological Conservation **99**:121-133.



- Evans, K. L. 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* **146**:1-13.
- Gill, J. E., G. M. Kerins, S. D. Langton, y A. D. MacNicoll. 1994. Blood-clotting response test for bromadiolone resistance in Norway rats. *J. Wildlife Management* **58**:454-461.
- Hiraldo, F., J. J. Negro, J. A. Donazar, y P. Gaona. 1996. A demographic model for a population of the endangered lesser kestrel in southern Spain. *Journal of Applied Ecology* **33**:1085-1093.
- Howald, G. R., P. Mineau, J. E. Elliot, y K. M. Cheng. 1999. Brodifacoum poisoning of avian scavengers during rat control on a seabird colony. *Ecotoxicology* **8**:431-447.
- Igual, J. M., M. G. Forero, T. Gómez, y J. F. Orueta. 2006. Rat control and breeding performance in Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*): effects of poisoning effort and habitat features. *Animal Conservation* **6**:59-65.
- Jedrzejewski, W., L. Rychlik, y B. Jedrzejewska. 1993. Responses of bank voles to odours of seven species of predators: experimental data and their relevance to natural predator-vole relationships. *Oikos* **68**:251-257.
- Lima, S. L. 2002. Putting predators back into behavioral predator-prey interactions. *Trends in Ecology & Evolution* **17**:70-75.
- Liven-Schulman, I., Y. Leshem, D. Alon, y Y. Yom-Tov. 2004. Causes of population declines of the Lesser Kestrel *Falco naumanni* in Israel. *Ibis* **146**:145-152.
- Mendenhall, V. M., y L. F. Pank. 1980. Secondary poisoning of owls by anticoagulant rodenticides. *Wildlife Society Bulletin* **8**:311-315.

- Negro, J. J. 1991. Ecología de poblaciones de cernícalo primilla *Falco naumanni*. Estación Biológica de Doñana. Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Negro, J. J., J. A. Donazar, F. Hiraldo, L. M. Hernández, y M. A. Fernández. 1993. Organochlorine and heavy metal contamination in non-viable eggs and its relation to breeding success in a spanish population of lesser kestrels. *Environmental Pollution* **82**:201-205.
- Negro, J. J., y F. Hiraldo. 1993. Nest-site selection and breeding success in the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Bird Study* **40**:115-119.
- Nicolaus, L. K., y D. W. Nellis. 1987. The first evaluation of the use of conditioned taste aversion to control predation by Mongooses upon eggs. *Applied Animal Behaviour Science* **17**:329-346.
- Reid, J. M., E. M. Bignal, S. Bignal, D. I. McCracken, y P. Monaghan. 2004. Identifying the demographic determinants of population growth rate: a case study of red-billed choughs *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. *J Anim Ecology* **73**:777-788.
- Rodríguez, C. 2004. Factores ambientales relacionados con el éxito reproductivo del Cernícalo Primilla. Cambio climático e intensificación agraria. Page 160. Universidad de Salamanca, Salamanca.
- Schmidt, K. A., J. R. Goheen, R. Naumann, R. S. Ostfeld, E. M. Schaubert, y A. Berkowitz. 2001. Experimental removal of strong and weak predators: mice and chipmunks preying on songbird nest. *Ecology* **82**:2927-2936.
- Serrano, D., M. G. Forero, J. A. Donazar, y J. L. Tella. 2004. Dispersal and social attraction affect colony selection and dynamics of lesser kestrels. *Ecology* **85**:3438-3447.

- Serrano, D., J. L. Tella, y E. Ursúa. 2005. Proximate causes and fitness consequences of hatching failure in lesser kestrel *Falco naumanni*. *Journal of Avian Biology* **36**:242-250.
- Seymour, A. S., S. Harris, y P. C. L. White. 2004. Potential effects of reserve size on incidental nest predation by red foxes *Vulpes vulpes*. *Ecological Modelling* **175**:101-114.
- Shivik, J. A., A. Treves, y P. Callahan. 2003. Nonlethal Techniques for Managing Predation: Primary and Secondary Repellents. *Conservation Biology* **17**:1531-1537.
- Tapper, S. C., G. R. Potts, y M. H. Brockless. 1996. The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology* **33**:965-978.
- Tella, J. L. 1996. Condicionantes ecológicos, costes y beneficios asociados a la colonialidad en el cernícalo primilla. Page 150. Estación Biológica de Doñana. Universidad de Barcelona, Barcelona.
- Tella, J. L., M. G. Forero, F. Hiraldo, y J. A. Donazar. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel Conservation and European Agricultural Policies as identified by habitat use analyses. *Conservation Biology* **12**:593-604.
- Tella, J. L., F. Hiraldo, J. A. Donazar, y J. J. Negro. 1996. Costs and Benefits of Urban Nesting in the Lesser Kestrel. Pages 53-60 in D. Bird, D. Varland, and J. J. Negro, editors. *Raptors in human landscapes*. Academic Press Limited, London.
- Thompson, F. R., W. Dijak, y D. E. Burhans. 1999. Video identification of predators at songbird nest in old fields. *The Auk* **116**:259-264.

## **CAPÍTULO 7**

### **ANÁLISIS DE COMPUESTOS ORGANOCORADOS Y SUS EFECTOS EN HUEVOS DE CERNÍCALO PRIMILLA**



## Resumen

Se ha analizado la presencia de compuestos organoclorados en huevos de la población aragonesa de cernícalo primilla y su relación con características de las cáscaras de los huevos, concretamente el índice de espesor de Ratcliffe y el índice de Cooke sobre alteraciones ultraestructurales. Se encontraron todos los compuestos analizados, en distinto número de muestras y en concentraciones variables. En algunos casos, se han encontrado niveles a tener en cuenta de estos contaminantes, destacando el DDE y los PCB. Se ha observado relación entre los compuestos y los índices, mostrando alteraciones de las cáscaras, especialmente en cuanto a espesor, encontrándose que concentraciones altas de contaminantes provocaron cáscaras más finas. Los resultados obtenidos concuerdan con los descritos para otras poblaciones de la especie. Sin embargo, el éxito de eclosión en la población aragonesa es el más alto descrito para la especie en España. Además, las tasas de eclosión no han aumentado a lo largo de los años como sería esperable de acuerdo con un descenso de los compuestos organoclorados en el medio. Por lo tanto, podemos concluir que las concentraciones detectadas de compuestos organoclorados no son un elemento crítico en el éxito de eclosión de la población aragonesa. A los niveles actuales de estos compuestos, los índices descriptivos de los huevos y las tasas de eclosión no son indicadores claros de presencia de contaminantes, aunque sí podrían serlo en caso de producirse un incremento de los compuestos.

## Introducción

Los factores que afectan a la reproducción del cernícalo primilla son diversos, como se ha visto en el capítulo anterior. Uno de ellos puede ser la presencia de los contaminantes en el ambiente, y concretamente los contaminantes orgánicos persistentes (COP, o “persistent organic pollutants” POPs). Bajo esta denominación se engloban los compuestos cuyas propiedades de estabilidad y polaridad facilitan su persistencia en el ambiente, su bioacumulación y su magnificación a través de las cadenas tróficas. Este grupo ocupa un puesto importante en la investigación y en las agendas ambientales internacionales. El Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente ha desarrollado varios convenios que afectan a la producción y uso de estos compuestos: el Convenio de Basilea (adoptado en 1989), el Convenio de Rotterdam (1998) y el Convenio de Estocolmo (2001), este último específico sobre COP.

El uso de pesticidas organoclorados (p.ej. DDT, lindano, clordano) se extendió en todo el mundo desde los años 40, con un importante papel tanto en agricultura como en salud humana (control de malaria, por ejemplo) hasta que en los años 60 saltó la alarma sobre su efecto nocivo en el medio ambiente (Carson 1962). Por otro lado, se fueron conociendo otros contaminantes orgánicos persistentes liberados a través de la industria, como los PCB. Todos estos compuestos halogenados presentan una elevada liposolubilidad, lo que hace que se acumulen en el tejido adiposo de los animales, aumentando su concentración a través de las cadenas tróficas. Se trata además de compuestos resistentes a la degradación, haciendo que su permanencia sea larga en el tiempo, y semivolátiles, por lo que pueden transportarse largas distancias a través de la atmósfera. Debido a estas propiedades, los COP son ubicuos y pueden encontrarse mucho tiempo después de cesar su liberación. Los nocivos efectos para el medio ambiente y la salud humana que comenzaron a

describirse durante las últimas décadas del siglo XX han propiciado la elaboración de los acuerdos internacionales que los restringen. No obstante, el control de los COP es todavía limitado y su presencia en la fauna silvestre importante.

Los primeros estudios entre los COP y la conservación de la biodiversidad se centraron en aves (e.g. Lockie *et al.* 1969; Ratcliffe 1970; Peakall 1974; Spitzer *et al.* 1978), indicando una relación entre la presencia creciente de estos contaminantes en el medio ambiente y el declive de poblaciones de aves. Esta relación se basaba principalmente en las tasas reproductivas, que presentaban valores preocupantes con altas concentraciones de contaminantes y tomaban una tendencia creciente con el descenso del uso de COP (Lockie *et al.* 1969; Ratcliffe 1970; Nygard 1999b). La razón del fracaso reproductor en estas situaciones de alta presencia de organoclorados era en buena medida el adelgazamiento de las cáscaras de huevo y la consiguiente pérdida de éstos por rotura (Ratcliffe 1970).

Por ello se ha hecho especial énfasis en el efecto de la presencia de DDE en la reducción del espesor de las cáscaras de los huevos (Blus *et al.* 1997) que puede ser importante incluso a niveles bajos de este compuesto (Peakall 1974) y de especial importancia en especies depredadoras por el efecto de bioacumulación de liposolubles que experimentan (Lincer 1975). Lundholm (1997) explicó el mecanismo por el que el DDE afecta a la correcta formación de la cáscara, aún a niveles inferiores a lo considerados de toxicidad para las aves, incidiendo en que este efecto lo causa el DDE pero no el DDT, como había sido considerado hasta el momento (Bitman *et al.* 1970).

En vista de que el control de los COP es lento y su presencia en el medio importante, no podemos obviar sus efectos al tratar sobre las posibles amenazas a que se enfrentan las especies amenazadas. Es el caso del cernícalo primilla (*Falco naumanni*), una especie depredadora migratoria y por tanto un potencial bioacumulador de contaminantes, tanto en las zonas de reproducción como de



invernada. El valle del Ebro tiene una importante explotación agrícola, por lo que no podemos descartar el empleo de pesticidas organoclorados previo a la prohibición de éstos. También las zonas de invernada pueden aportar COP a estas aves, siendo además más difícil el control de su uso en estas zonas del África subsahariana. Asimismo, Aragón cuenta con un desarrollo industrial considerable en algunas de las zonas de presencia de primillas, particularmente en el entorno de la ciudad de Zaragoza.

En nuestra población de estudio, sabemos que una causa de fracaso reproductor muy relevante es la depredación (ver capítulo anterior), por lo que la relación entre fracaso de eclosión y contaminación de los huevos puede no ser tan evidente como en otras poblaciones de aves estudiadas (Ratcliffe 1970). Sin embargo, en vista del riesgo de contaminación a que la población está expuesta, consideramos interesante analizar la presencia de compuestos organoclorados en huevos, así como su relación con las tasas de eclosión. Por un lado queremos valorar su efecto como un factor potencial de riesgo para la evolución de la población. Además, nos planteamos la posibilidad de hacer un seguimiento indirecto de la presencia de estos contaminantes, a través de medidas menos costosas que los análisis ecotoxicológicos como medidas de espesor de las cáscaras, o incluso aspectos indirectos como la tasa de eclosión. La hipótesis es que si las tasas de eclosión están fuertemente condicionadas por la presencia de compuestos organoclorados en los huevos, estas tasas ascenderían a lo largo del periodo de estudio, debido a una menor presencia de COP en el valle del Ebro conforme avanza el tiempo desde su prohibición, por lo que un seguimiento de este parámetro podría indicarnos la variación en concentraciones de contaminantes en huevos.

## Material y métodos

Se muestrearon huevos no eclosionados en nidos de distintas colonias dentro de la población aragonesa, entre los años 1998 y 2002 y seleccionando para su análisis huevos procedentes de diferentes nidos. Los huevos se retiraron una vez descartada su viabilidad: huevos que habían sido observados en el nido desde la fecha de puesta estimada durante mucho más tiempo del correspondiente a la incubación y huevos procedentes de nidos fracasados. El distinto desarrollo y tiempo de incubación de cada huevo no afecta al espesor de la cáscara (Bunck *et al.* 1985), lo que nos permitió analizar todos los huevos conjuntamente. Herzke *et al.* (2002) plantearon el riesgo de sobreestimar los contaminantes cuando se eligen huevos fracasados. Puesto que trabajando con una especie amenazada no se pueden retirar huevos viables, se solventó este riesgo considerando tanto huevos fracasados por causas intrínsecas como externas, como lo es por ejemplo el abandono del nido por depredación.

Los análisis de laboratorio se llevaron a cabo en el Laboratorio Forense de Vida Silvestre (Madrid). Las muestras se conservaron congeladas a  $-20^{\circ}\text{C}$  hasta su análisis. Se realizaron un estudio morfométrico y ultraestructural y el análisis de contaminantes.

Los organoclorados analizados fueron:

- DDT y sus productos de degradación DDE y DDD. El DDT tiene un amplio uso como plaguicida y pese a las importantes restricciones en su uso continúa siendo materia prima en la producción de pesticidas (p.ej dicofol). El tiempo de semidegradación en suelo del DDT es de 4-30 años, siendo aún más persistentes sus compuestos de degradación, el DDE y DDD.
- Hexaclorociclohexano (HCH) en sus isómeros alfa, beta y gamma (lindano). Insecticidas y tratamientos antiparásitos ligeramente

degradables, con semivida de unos 15 meses en el caso del lindano y unas 20 semanas en el  $\alpha$ -HCH.

- Clordano (alfa y beta clordano) y oxiclordano. Insecticida de amplio espectro y escasamente degradable, con tiempo de semidegradación en suelo de unos 4 años.
- Heptacloro y heptacloro epóxido. El primero es un insecticida que en los animales se metaboliza al epóxido, ambos igualmente tóxicos y acumulables en los tejidos grasos. El heptacloro presenta un tiempo de semidesintegración en suelo de 250 días.
- Clorinados ciclodiénicos (CD): aldrín, dieldrín y endrín. El aldrín es ligeramente degradable (semivida en suelo de 20-100 días), transformándose en dieldrín principalmente, estereoisómero éste del endrín y junto con él escasamente degradable (tiempos de semidegradación en suelo de más de siete años y entre cuatro y catorce años respectivamente). Usados todos ellos como insecticidas.
- Hexaclorobenzeno (HCB): fungicida y producto secundario de la fabricación de algunos productos químicos industriales con un tiempo de semidegradación en suelo de 4 años.
- Bifenilos policlorados (PCB): mezclas de congéneres de clorobifenilo con diferente grado de cloración, utilizadas en industria. La persistencia varía en función del grado de cloración.

Para el análisis químico, se homogeneizaron las muestras y se extrajeron los lípidos con sulfato sódico y hexano mediante evaporación rotatoria, obteniendo una muestra de 10 gr. Eliminado el solvente, se calculó el porcentaje de grasa de la muestra. Se realizó una purificación mediante cartucho de extracción en fase sólida (Sep-Pack, Water Ltd. de 250 mg de empaado y 3 ml de capacidad) acondicionado con 5 ml de hexano. A continuación se obtuvieron dos fracciones, la primera diluyendo con una

mezcla éter etílico:hexano al 6%, y la segunda diluyendo nuevamente la muestra con una mezcla de hexano:diclorometano:acetonitrilo (50:49,5:0,5).

El análisis de los organoclorados se realizó mediante cromatografía de gases (GC). Se empleó cromatógrafo de gases GOW-MAC Series 600 equipado con detector de captura de electrones (ECD) con fuente  $^{63}\text{Ni}$ . La columna usada fue de tipo capilar ZEBRON-1 (1% dimetilpolixiloxano) de 30 m de longitud, 0,32 mm de diámetro interno y 0,25  $\mu\text{m}$  de película. Las condiciones empleadas (método EPA 608) fueron helio como gas portador (1 ml/min), nitrógeno en el make-up (60 ml/min), inyección en modo splitless (20s) con 250 y 350°C de temperaturas de inyección y detector respectivamente. La temperatura de columna fue programada para 1 min. 70°C, 15°C/min hasta 160°C, 5°C/min hasta 200°C, 3°C/min hasta 235°C, enfriamiento a 70°C. La identificación y cuantificación de los compuestos se basó en la comparación de las soluciones problema con una solución estándar. El límite inferior de sensibilidad fue de aproximadamente 0,005 ppm ww y el porcentaje de recuperación del 80%.

Para el análisis de PCB se empleó cromatografía de gases con espectrometría de masas (GC-MS). La digestión de las muestras homogeneizadas se realizó con una solución de KOH-etanol durante 1 hora. Los PCB se transfirieron del etanol a hexano mediante extractor durante 12 horas. La capa de hexano se concentró a través de sílica gel (Wako-gel S-1, Wako Pure Chemical Industries Ltd., Japón) en columna de cristal (10 mm diámetro interior, 20 cm longitud). Se diluyeron los PCB con 200 ml de hexano a un ritmo de una gota por segundo y la dilución se concentró y se lavó en vapores de sulfúrico al 5%. Se inyectaron alícuotas en un cromatógrafo de gases – espectrómetro de masa (Shimadzu 9020 DF) con emisión de iones por impacto de electrones y sistema de datos SCAP-1123. La columna es capilar de cristal (0,23 mm diámetro interno, 30 cm longitud) con recubrimiento interno de sílica OV-101. La temperatura de la columna se programó a 0,5°C de 190

a 250°C. Las temperaturas del inyector y de la fuente de iones fueron 250 y 280°C respectivamente. El flujo de helio se mantuvo a 0,6 ml/min.

Las variables consideradas para ver el efecto de los contaminantes fueron el índice de espesor de la cáscara de Ratcliffe (Ratcliffe 1970) y el índice de Cooke (Cooke 1979). Se analizó también su relación con la fertilidad de los huevos. Los dos índices y la fertilidad fueron determinados durante el examen macroscópico realizado a los huevos, que incluyó el examen del contenido del huevo (si el huevo era fértil o no), morfometría (longitudes del huevo y peso) y análisis ultraestructural.

El espesor de la cáscara puede variar en función del tamaño del huevo y del orden de puesta (Nisbet 1982), por lo que Ratcliffe (1970) desarrolló un índice basado en la relación entre el peso y el tamaño del huevo según la siguiente fórmula:

$$\text{Índice de espesor} = \text{peso de la cáscara (mg)} / \text{longitud (mm)} * \text{anchura (mm)}$$

Utilizamos este índice como indicador del espesor de la cáscara, para evitar variaciones debidas a la propia morfología del huevo. El valor del índice disminuye a menor espesor de cáscara, por lo que la hipótesis de partida es que el índice de espesor disminuye al aumentar los contaminantes presentes en el huevo. Para calcularlo, se midieron la longitud y anchura de los huevos y se pesaron las cáscaras, incluidas las membranas, una vez secadas las muestras.

El índice de Cooke es un descriptor de la ultraestructura de las cáscaras consistente en la relación entre la altura de los conos basales y el espesor de la capa mamilar de la corteza. Este índice incrementa al aumentar el nivel de organoclorados en el huevo (Cooke 1979). Para obtenerlo, se emplearon fragmentos de cáscara de 3 mm<sup>2</sup> y se realizaron cortes transversales, que se montaron en un soporte de aluminio y se recubrieron con una capa de oro a 15 Ma en atmósfera de argón. Se utilizó microscopio electrónico Philips KX-20 con voltaje de aceleración de 10-50 Kvol.

En un primer paso, comparamos los datos de los contaminantes y los índices descriptivos de la cáscara según años (2000, 2001 y 2002) y zonas de muestreo (Bujaraloz, Alcañiz y Pedrola), con la excepción de variación interanual del índice de Cooke por insuficiencia muestral. Se emplearon ANOVA y Kruskal-Wallis, según se cumplieran o no el supuesto de normalidad, analizado mediante el test de Kolmogorov-Smirnov, y de homoscedasticidad.

Se ha calculado la tasa de eclosión, entendida como la proporción de huevos puestos que eclosionan por nido, y la media anual de esas tasas por nido a lo largo de los años de seguimiento, para ver su potencial relación con las concentraciones de los contaminantes analizados. Estas tasas se han calculado excluyendo los nidos donde hubo depredación.

El efecto de los distintos compuestos en las características de las cáscaras de huevo se analizó mediante modelos lineales generalizados (GLM). El análisis se realizó por pasos, estudiando en primer lugar el papel de cada compuesto en solitario, fijando las variables más significativas y probando de nuevo los modelos. Se empleó el procedimiento GENMOD provisto por el paquete estadístico SAS, con distribución normal para los dos índices y binaria para la fertilidad. Los restantes análisis estadísticos con el programa SPSS 13.0.

## **Resultados**

Se analizaron 40 huevos. Todos ellos contenían DDT, DDE y PCB (tabla 1). Los restantes compuestos fueron encontrados en al menos 13 de las muestras (32,5%). Las mayores concentraciones observadas correspondieron al DDE (hasta 9,8882 partes por millón en peso húmedo, ppm ww), seguido de PCB (3,25 ppm ww).

Tabla 1. Descriptivos de las variables dependientes (índices de Cooke y de espesor) y de los compuestos analizados, junto con sus sumas parciales. La segunda columna (n) indica el número de muestras disponibles en el caso de los índices y el número de huevos con presencia de los distintos compuestos. Los valores de los compuestos están expresados en ppm ww. N.D.= no detectado.

<i>Variable</i>	<i>n</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>	<i>Media</i>	<i>Error t.</i>	<i>Mediana</i>
Índice de Cooke	24	1,25	3,25	2,34	0,13	2,23
Índice de espesor	40	0,78	1,34	1,13	0,02	1,15
DDE	40	0,26	9,82	2,12	0,29	1,34
DDD	18	N.D.	0,34	0,03	0,01	N.D.
DDT	40	0,01	1,58	0,36	0,06	0,20
ΣDDT	40	0,26	11,12	2,51	0,34	1,64
αHCH	16	N.D.	0,025	0,005	0,001	0,003
βHCH	16	N.D.	0,032	0,005	0,001	N.D.
γHCH	35	N.D.	0,26	0,03	0,01	0,01
ΣHCH	37	N.D.	0,28	0,04	0,01	0,02
α-clordano	13	N.D.	0,030	0,003	0,001	N.D.
β-clordano	16	N.D.	0,020	0,003	0,001	N.D.
Σclordano	22	N.D.	0,05	0,01	0,00	0,01
Heptacloro	23	N.D.	0,07	0,01	0,00	0,01
H.epóxido	30	N.D.	1,02	0,11	0,03	0,02
Oxiclordano	29	N.D.	0,45	0,04	0,01	0,01
ΣCDN	38	N.D.	1,03	0,16	0,04	0,07
Aldrin	23	N.D.	0,09	0,01	0,00	0,01
Dieldrin	29	N.D.	0,20	0,03	0,01	0,01
Endrin	15	N.D.	0,035	0,003	0,001	N.D.
ΣCD	33	N.D.	0,25	0,04	0,01	0,01
HCB	13	N.D.	0,035	0,004	0,001	N.D.
PCB	40	0,03	3,25	1,00	0,13	0,78

Tabla 2. Variaciones interanual y geográfica de las variables. Los análisis de variaciones fueron ANOVA (estadístico F de Fisher) para los dos índices y Kruskal-Wallis (estadístico chi-cuadrado) para los compuestos. Se indica la significación en cada caso y se resaltan en negrita los valores significativos.

Variable	Variación interanual		Variación geográfica	
	Estadístico	P	Estadístico	P
Índice de Cooke	-	-	0,448	0,722
Índice de espesor	0,425	0,658	0,458	0,713
DDE	0,501	0,778	3,915	0,271
DDD	6,842	<b>0,033</b>	2,207	0,531
DDT	0,041	0,980	4,071	0,254
ΣDDT	0,545	0,762	4,362	0,225
αHCH	1,751	0,417	1,366	0,713
βHCH	0,163	0,922	0,104	0,991
γHCH	0,413	0,813	1,955	0,582
ΣHCH	0,512	0,774	0,854	0,837
α-clordano	5,821	0,054	3,489	0,322
β-clordano	10,530	<b>0,005</b>	4,486	0,214
Σclordano	10,393	<b>0,006</b>	7,630	0,054
Heptacloro	1,393	0,498	1,400	0,705
H.epóxido	0,898	0,638	4,448	0,217
Oxiclordano	11,588	<b>0,003</b>	1,685	0,640
ΣCDN	0,112	0,945	2,832	0,418
Aldrin	5,924	0,052	3,964	0,265
Dieldrin	5,973	0,050	2,078	0,556
Endrin	18,292	<b>&lt;0,001</b>	1,837	0,607
ΣCD	8,265	<b>0,016</b>	4,002	0,261
HCB	5,997	0,050	0,997	0,802
PCB	1,080	0,583	1,722	0,632



No se encontró variación geográfica entre los tres núcleos poblacionales en ninguna de las variables (tabla 2). En el caso de la variación interanual, el índice de espesor de Ratcliffe no presentó variación significativa (tabla 2). Los PCB, HCH y HCB no presentaron diferencias significativas entre años, pero sí se detectaron algunas variaciones en los restantes grupos de organoclorados. En la familia de los DDTs, sólo el DDD varió significativamente, sin que esto afectara al sumatorio del grupo. Entre los derivados del clordano, se observaron variaciones muy significativas en el  $\beta$ -clordano y el oxiclordano. Una diferencia muy significativa en los valores de endrín causó asimismo una variación significativa en el sumatorio de los ciclodiénicos. Estas diferencias se debieron a la presencia de unas concentraciones de los compuestos muy inferiores en el año 2002 respecto del 2000 y 2001, y salvo en el caso del oxiclordano el 2001 destacaba sobre el 2000 en esas concentraciones. No se observó por tanto una relación lineal que pudiera indicar aumento o descenso paulatino de las concentraciones.

Analizando el efecto de cada compuesto de manera independiente en los índices estudiados y en la fertilidad de los huevos (tabla 3), se observó que ninguno de los contaminantes afectaba a la fertilidad de los huevos, mientras que ambos índices aparecían afectados por algunos compuestos.

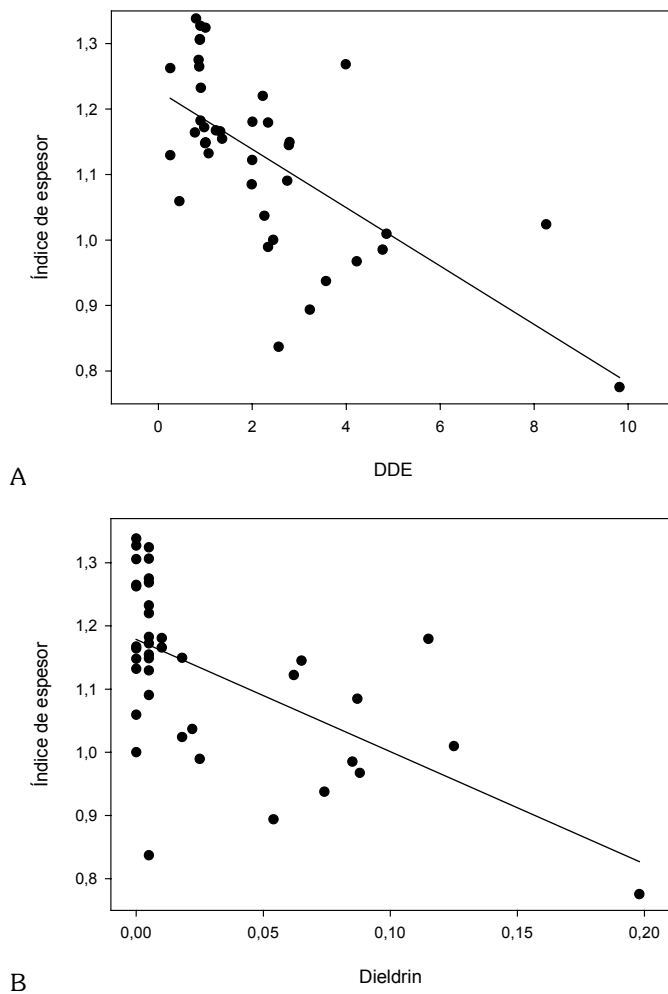
Tabla 3. Resultados de análisis univariante del efecto de cada compuesto en la cáscara y la fertilidad. Se presenta el valor de chi-cuadrado y su significación.

<i>Compuesto</i>	<i>Índice de espesor</i>	<i>Índice de Cooke</i>	<i>Fertilidad</i>
DDE	22,42 (***)	5,44 (*)	0,11 (n.s.)
DDD	4,94 (*)	0,28 (n.s.)	1,50 (n.s.)
DDT	4,6 (*)	0,95 (n.s.)	0,01 (n.s.)
$\alpha$ HCH	3,44 (n.s.)	0,31 (n.s.)	0,31 (n.s.)
$\beta$ HCH	0,78 (n.s.)	0,05 (n.s.)	1,03 (n.s.)
$\gamma$ HCH	7,69 (**)	0,70 (n.s.)	1,54 (n.s.)
$\alpha$ -clordano	7,52 (**)	0,23 (n.s.)	0,17 (n.s.)
$\beta$ -clordano	2,33 (n.s.)	2,96 (n.s.)	1,13 (n.s.)
Heptacloro	4,81 (*)	3,13 (n.s.)	0,05 (n.s.)
H.epóxido	0,88 (n.s.)	0,95 (n.s.)	0,08 (n.s.)
Oxiclordano	2,40 (n.s.)	0,13 (n.s.)	0,08 (n.s.)
Aldrin	9,54 (**)	2,92 (n.s.)	0,04 (n.s.)
Dieldrin	16,63 (***)	10,30 (**)	0 (n.s.)
Endrin	4,04 (*)	0,02 (n.s.)	1,14 (n.s.)
HCB	10,61 (**)	0,37 (n.s.)	0,08 (n.s.)
PCB	0 (n.s.)	0,29 (n.s.)	0,34 (n.s.)

La variación en el índice de espesor de la cáscara de Ratcliffe se pudo relacionar con gran parte de los contaminantes, de manera independiente (tabla 3). Los dos compuestos de mayor efecto en este análisis fueron el DDE y el dieldrín, ambos con efecto altamente significativo y con unos valores de coeficiente de regresión ( $r^2$ ) de 0,43 y 0,34 respectivamente (figura 1). Como los compuestos están correlacionados entre sí, se desarrolló un modelo final obtenido al ir incorporando variables en el GLM. La primera variable fijada fue el DDE, que por sí solo explicaba el 42,9% de la variabilidad presentada por la variable dependiente (índice de espesor). En el segundo paso únicamente continuaron siendo significativas el DDD y el  $\alpha$ -clordano, en ese orden pero con escasa diferencia, por lo que se desarrollaron dos modelos alternativos. En el

primer caso, seleccionando el DDD, ninguna otra variable resultó significativa, y el modelo resultante, compuesto del DDE y el DDD como variables explicativas, explicó el 52,1% de la variabilidad. Para el segundo modelo, considerábamos la alternativa del  $\alpha$ -clordano, aparecía significación de una nueva variable, no significativa hasta ese momento, el heptacloro epóxido, resultando un modelo final que incluía el DDE, el  $\alpha$ -clordano y el heptacloro epóxido y explicaba el 56,7% de la variabilidad inicial. Los parámetros de ambos modelos se recogen en la tabla 4.

Figura 1. Relación entre el índice de espesor de Ratcliffe y los compuestos organoclorados de mayor efecto en él, en el análisis univariante: DDE (A) y dieldrín (B) (expresados en ppm.ww.).



El índice de Cooke se vio menos afectado por los compuestos químicos, observándose efectos significativos del dieldrín y el DDE en un primer momento (tabla 3). La relación entre estos compuestos y el índice de Cooke ofreció unos valores de coeficiente de regresión ( $r^2$ ) de 0,40 y 0,24 respectivamente (figura 2). Fijando el dieldrín en el GLM, ninguna otra variable resultó significativa. Este modelo explicó el 40,3% de la variabilidad (ver parámetros en tabla 4).

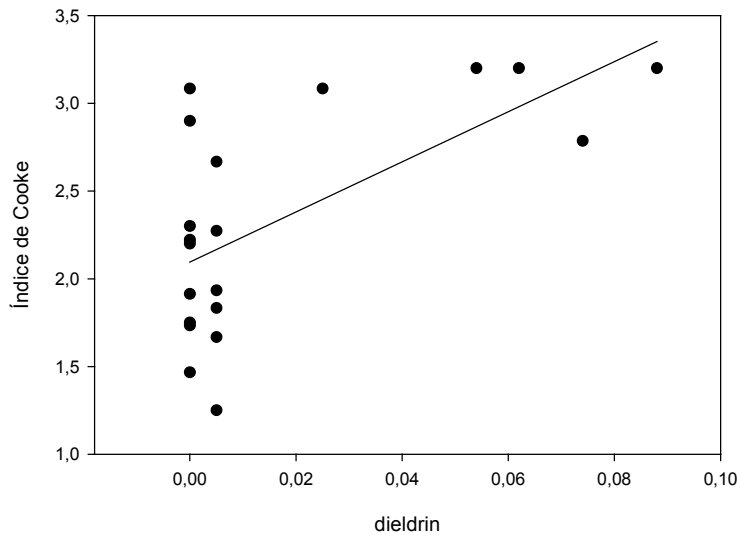
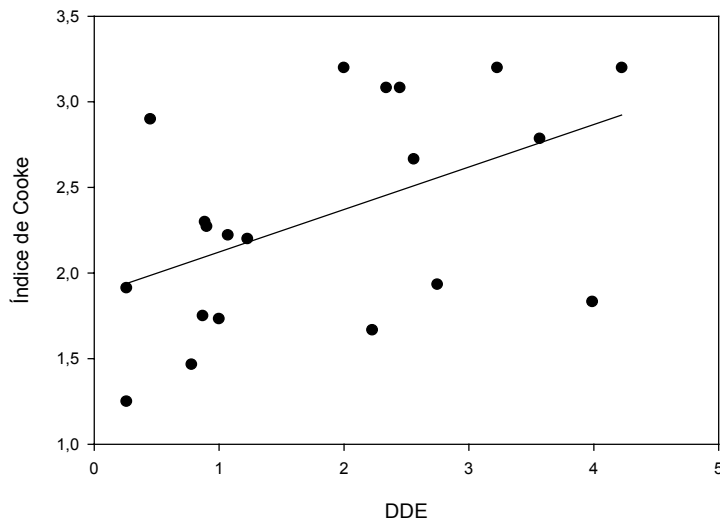


Figura 2. Relación entre el índice de Cooke y los compuestos organoclorados con efecto sobre él, en el análisis univariante: dieldrín (A) y DDE (B) (expresados en ppm.ww.).



A

B

Tabla 4. Modelos lineares generalizados obtenidos para explicar la relación entre los compuestos organoclorados analizados y los índices de espesor de la cáscara de Ratcliffe (dos modelos alternativos) y de Cooke.

Modelo	Variable	Estimador lineal	Error estándar	$\chi^2$	P
Índice de espesor Alternativa 1	Intercepto	1,2605	0,0251		
	DDE	-0,072	0,0124	24,50	<0,0001
	DDD	0,9665	0,349	7,02	0,0081
	Variabilidad residual	0,3464			
	g.l.	37			
Índice de espesor Alternativa 2	Intercepto	1,2766	0,0254		
	DDE	-0,0978	0,0165	25,21	<0,0001
	$\alpha$ -clordano	17,0261	4,8411	10,78	0,001
	H.epóxido	0,1606	0,0753	4,31	0,0379
	Variabilidad residual	0,3131			
g.l.	36				
Índice de Cooke	Intercepto	2,0952	0,1253		
	Dieldrín	14,2826	3,8900	10,30	0,0013
	Variabilidad residual	4,6033			
	g.l.	18			

Considerando la tasa de eclosión media anual una vez excluido el efecto de la depredación (figura 3), se observan variaciones interanuales pero no una tendencia que pudiera relacionarse con un cambio paulatino del uso de organoclorados en la región. Destaca en la figura el año 1999, con una tasa de eclosión notablemente más baja; se trató de un año particularmente malo para la reproducción (ver capítulo 6), no pudiendo asociarse esta menor tasa de eclosión con una mayor presencia de COP, p.ej. vertidos.

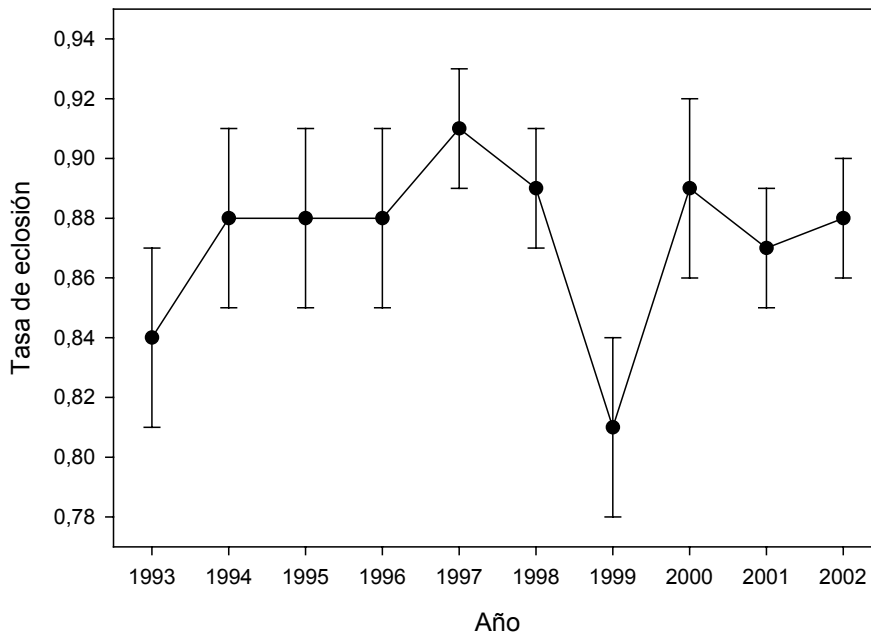


Figura 3. Tasa de eclosión por años (proporción de pollos que nacen por huevos puestos en cada nido) excluyendo los nidos depredados. Media de los nidos de la población con su error típico.

### Discusión

Los huevos pueden ser un punto culminante de la bioacumulación de contaminantes (Ballschmiter 1996) y por ello pueden ser útiles para monitorizar el estado ecotoxicológico de las poblaciones de aves. Algunos estudios muestran efectos del orden de puesta (p.ej. Verreault *et al.*; Bignert *et al.* 1995; Pastor *et al.* 1995) en la acumulación diferencial de organoclorados. Sin embargo, trabajando con especies amenazadas no se pueden escoger los huevos a retirar, práctica que además puede no ser recomendable para estudios que, como este, pretendan aproximarse al estado de una población.

Todos los huevos analizados contenían compuestos organoclorados, y todos los compuestos considerados fueron encontrados en nuestras muestras, en cantidades variables. Basándonos en estudios relativos a otras especies, podemos considerar que la mayor parte de ellos estuvieron en concentraciones inferiores a las descritas como causantes de fracaso reproductor, con la excepción del DDE (Nygard 1999b; Marth 2000; Herzke *et al.* 2002; Merino *et al.* 2005). Sin embargo esta comparación no es sencilla a causa de la variabilidad interespecífica en las reacciones a estos compuestos (Herzke *et al.* 2002).

El principal compuesto encontrado en nuestro estudio y con mayor repercusión en las características de las cáscaras de huevo es el DDE, metabolito de degradación del DDT. Al ser superior la concentración de DDE que la de DDT, podría pensarse que la fuente de contaminación es antigua, por ejemplo un uso agrícola pasado, pero hay que señalar la liberación al medio de DDT durante nuestro periodo de estudio en una región próxima. Según un informe de Greenpeace y Ecologistas en Acción del año 2003, la fábrica de productos químicos Montecinca liberaba DDT resultante de la producción de un pesticida, circunstancia que el Ministerio de Medio Ambiente pidió se subsanara en 2004. Este vertido se producía al río Cinca, en un entorno donde existe presencia de primillas nidificantes. Además, los COP se distribuyen muy fácilmente, lo que hace que en Aragón, incluso en zonas aparentemente libres de exposición a organoclorados, se estén encontrando concentraciones a tener en cuenta (Raldúa *et al.* 1997; Nerín *et al.* 2002). No podemos descartar por lo tanto que los niveles de organoclorados encontrados en nuestro estudio se deban en buena parte a la presencia de COP en Aragón, además de la posible exposición que tengan en las regiones de invernada.

No se ha encontrado efecto de los PCB en los aspectos analizados en este estudio, es decir fertilidad y características de la cáscara, aunque no puede descartarse que estos compuestos estén causando alteraciones en el desarrollo

embrionario (Ferne *et al.* 2000) y que puedan tener efectos negativos en siguientes generaciones (Ferne *et al.* 2001).

Destacan por su efecto en los índices relativos a las cáscaras el DDE y el dieldrín, que aparecen relacionados con un adelgazamiento de éstas o con alteraciones en su ultraestructura. Lundholm (1997) analizó el proceso metabólico por el que el DDE afecta a la formación de la cáscara del huevo, y se ha observado cómo el consumo de este compuesto se traduce en puestas de huevos con cáscaras finas (ver p.ej. Lincer 1975, para el caso del cernícalo americano (*Falco sparverius*), tanto en cautividad como en libertad). Las consecuencias de esta alteración de los huevos se han analizado en dos sentidos. Se ha descrito la relación entre los pesticidas, el espesor de las cáscaras de huevos y los tamaños poblacionales, como el caso mostrado por (Nygard 1999a) para el esmerejón (*Falco columbarius*) en Noruega, abarcando censos de migración desde los años cuarenta y muestreos de huevos para análisis de pesticidas desde los años setenta. Comparaciones más directas entre las concentraciones de pesticidas y el éxito reproductor mostraban relaciones negativas entre ambos, como el caso de águila real (*Aquila chrysaetos*) respecto al dieldrín (Lockie *et al.* 1969), o del águila pescadora (*Pandion haliaetus*) respecto a DDE y dieldrín (Spitzer *et al.* 1978). En este contexto, las concentraciones encontradas en nuestra población de estudio podrían afectar a los parámetros demográficos de manera sensible.

Bijlsma *et al.* (1988) planteaban la posibilidad de que los pesticidas fueran una causa para el fracaso de eclosión que ellos encontraban en colonias de cernícalo primilla. Sería esperable en ese caso y viendo la diferencia en las tasas de eclosión entre ambas poblaciones (81% de éxito de eclosión para Bijlsma *et al.* 1988, 92% para la población de estudio, Serrano *et al.* 2005) que los índices de espesor de Ratcliffe fueran inferiores en el citado trabajo. Efectivamente la media obtenida en nuestro estudio es ligeramente superior a las indicadas para las colonias extremeñas (valores entre 0,98 y 1,11), pero



también hay que señalar que en la población aragonesa hemos encontrado valores inferiores a los descritos en Bijlsma *et al.* (1988). En cualquier caso, nuestros datos se encuentran entre los valores indicados por este autor para otras poblaciones de la especie, incluidas colonias del valle del Guadalquivir, hasta los años 60. Comparando los niveles de COP de nuestro estudio con los encontrados en la población de cernícalo primilla del valle del Guadalquivir por Negro *et al.* (1993), observamos que las concentraciones medias indicadas en el estudio actual son superiores en el caso del DDT,  $\gamma$ -HCH, heptacloro epóxido, dieldrín y PCB. Sin embargo, la tasa media de eclosión de la especie en nuestra población de estudio es la más alta descrita hasta el momento para la especie, con un 92% (Serrano *et al.* 2005), mientras que en otras poblaciones se sitúa entre el 80 y el 83% (Bijlsma *et al.* 1988; Negro *et al.* 1993; Aparicio 1997; Liven-Schulman *et al.* 2004).

Si los organoclorados fueran la causa principal del fracaso de eclosión, sería esperable que éste hubiera disminuido en el tiempo, con la reducción del uso de estos compuestos. No disponemos de análisis ecotoxicológicos de huevos para todos los años de seguimiento de la población, por lo que no podemos establecer una relación directa con las tasas de eclosión. Sin embargo, no se ha observado ese previsible aumento en las tasas de eclosión. Hay que tener en cuenta que aunque la serie de datos disponible es larga para una especie de estas características, puede no serlo suficientemente para los compuestos sobre los que estamos trabajando. Puede ser necesaria una serie de datos más larga y quizá más acorde a los tiempos de eliminación de los contaminantes. En vista de todo esto y a pesar de las relaciones encontradas entre algunos compuestos organoclorados y los índices de espesor y ultraestructura de las cáscaras de huevos, especialmente con el primero, no parece que éstos sean causa muy relevante de fracaso reproductor en la población objeto de estudio, pese a que no siempre puede identificarse claramente la presencia de organoclorados como causa de fracaso reproductor (Rattner 2004).

Más allá del efecto demográfico de los COP en la población objeto de estudio, nos planteábamos la posibilidad de monitorizar la presencia de estos contaminantes en la población de un modo más asequible. Las opciones planteadas en ese sentido eran los índices relativos a las cáscaras de los huevos y el seguimiento de las tasas de eclosión, que podría realizarse dentro de un seguimiento más general de la población.

Los índices sobre las características de las cáscaras de huevo no parecen ser buenos indicadores de la presencia de COP en la población estudiada, a pesar de las relaciones encontradas, ya que aunque los huevos con altos niveles de pesticidas presentaban índices que indicaban mala calidad de la cáscara, huevos con bajos niveles presentaban un amplio rango de valores de los índices, lo que sugiere que hay otros factores no considerados en este estudio con un fuerte efecto en las características de las cáscaras de los huevos.

Considerando que en la zona de estudio la presencia de COP en el medio debería haber descendido a lo largo de los años de seguimiento, un incremento paulatino de las tasas de eclosión podría habernos indicado que los COP son un elemento importante en cuanto al éxito de eclosión y esto permitiría además obtener una mínima información sobre la salud de la población de primillas en cuanto a presencia de contaminantes. Al no haberse encontrado esta relación, las tasas de eclosión no parecen proporcionarnos la información buscada sobre los niveles de compuestos tóxicos en los huevos. Lincer (1975) mostró cómo aspectos ajenos al huevo, ya fueran factores externos o relativos a los padres, podían modificar las consecuencias de los organoclorados. En la población de estudio, Serrano *et al.* (2005) mostraron la importancia del tamaño del huevo y de la temperatura máxima en relación con la condición física de las hembras al analizar las causas de fallo de eclosión de la población de estudio, excluyendo la depredación y el abandono. En definitiva, la evolución de las tasas de eclosión no son indicadoras de variaciones en

concentraciones de COP para la población estudiada bajo las condiciones de contaminación ambiental actual.

En resumen, a pesar de haberse encontrado concentraciones de compuestos organoclorados a tener en cuenta, no parecen ser éstos una causa relevante de fracaso de eclosión en la población aragonesa de cernícalo primilla. No obstante, no podemos testar el efecto de estas sustancias en otros estadios de desarrollo de los individuos o en otros aspectos de la reproducción, y en cualquier caso no podemos obviar los niveles de estos compuestos encontrados en los huevos analizados. Al no ser los COP un elemento decisivo en el éxito de los huevos, no se han podido establecer métodos alternativos de seguimiento de su presencia en la población de estudio ni mediante las mediciones de las cáscaras de huevos ni mediante el seguimiento de las tasas de eclosión.

### **Bibliografía**

- Aparicio, J. M. 1997. Costs and benefits of surplus offspring in the lesser kestrel (*Falco naumanni*). *Behav Ecol Sociobiol* **41**:129-137.
- Ballschmiter, K. 1996. Persistent, ecotoxic, and bioaccumulative compounds and their possible environmental effects. *Pure and applied chemistry* **68**:1771-1780.
- Bignert, A., K. Litzén, T. Odsjö, M. Olsson, W. Persson, y L. Reutergardh. 1995. Time-related factors influence the concentrations of sDDT, PCBs and shell parameters in eggs of Baltic Guillemot (*Uria aalge*), 1861-1989. *Environmental Pollution* **89**:27-36.
- Bijlsma, S., E. J. M. Hagemeijer, G. J. M. Verkley, y R. Zollinger. 1988. Ecological aspects of the Lesser Kestrel *Falco naumanni* in Extremadura

- (Spain). Werkgroep Dieroecologie, Vakgroep Experimentele Zoölogie, Katholieke Universiteit Nijmegen, The Netherlands.
- Bitman, J., H. C. Cecil, y G. F. Fries. 1970. DDT-induced inhibition of avian shell gland carbonic anhydrase: a mechanism for thin eggshells. *Science* **168**:594-596.
- Blus, L. J., S. N. Wiemeyer, y C. M. Bunck. 1997. Clarification of effects of DDE on shell thickness, size, mass, and shape of avian eggs. *Environmental Pollution* **95**:67-74.
- Bunck, C. M., J. W. Spann, O. H. Pattee, y W. J. Fleming. 1985. Changes in eggshell thickness during incubation: implications for evaluating the impact of organochlorine contaminants on productivity. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **35**:173-182.
- Carson, R. L. 1962. *Silent spring*. Houghton Mifflin, New York.
- Cooke, A. S. 1979. Changes in Egg-Shell Characteristics of the Sparrowhawk (*Accipiter nisus*) and Peregrine (*Falco peregrinus*) Associated with Exposure to Environmental Pollutants During Recent Decades. *Journal of Zoology* **187**:245-263.
- Fernie, K. J., G. R. Bortolotti, J. E. Smits, J. Wilson, K. G. Drouillard, y D. Bird. 2000. Changes in egg composition of American kestrels exposed to dietary polychlorinated biphenyls. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* **60**:291-303.
- Fernie, K. J., J. E. Smits, G. R. Bortolotti, y D. M. Bird. 2001. *In ovo* exposure to polychlorinated biphenyls: reproductive effects on second-generation American kestrels. *Archives of environmental contamination and toxicology* **40**:544-550.
- Herzke, D., R. Kallenborn, y T. Nygard. 2002. Organochlorines in egg samples from Norwegian birds of prey: Congener-, isomer- and

- enantiomer specific considerations. *The Science of The Total Environment* **291**:59-71.
- Lincer, J. L. 1975. DDE-induced eggshell-thinning in the american kestrel: a comparison of the field situation and laboratory results. *J Appl Ecology* **12**:781-793.
- Liven-Schulman, I., Y. Leshem, D. Alon, y Y. Yom-Tov. 2004. Causes of population declines of the Lesser Kestrel *Falco naumanni* in Israel. *Ibis* **146**:145-152.
- Lockie, J. D., D. A. Ratcliffe, y R. Balharry. 1969. Breeding success and organo-chlorine residues in Golden eagles in West Scotland. *Journal of Applied Ecology* **6**:381-389.
- Lundholm, C. E. 1997. DDE-induced eggshell thinning in birds: Effects of p,p'-DDE on the calcium and prostaglandin metabolism of the eggshell gland. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology* **118**:113-128.
- Marth, P. 2000. Environmental specimen banking. Herring gull eggs and brems as bioindicators for monitoring long-term and spatial trends of chlorinated hydrocarbons. *Pure and applied chemistry* **72**:1027-1034.
- Merino, R., L. R. Bordajandi, A. E., J. Rivera, y B. Jiménez. 2005. Evaluation of organochlorine compounds in peregrine falcon (*Falco peregrinus*) and their main prey (*Columba livia*) inhabiting central Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry* **24**:2088-2093.
- Negro, J. J., J. A. Donazar, F. Hiraldo, L. M. Hernández, y M. A. Fernández. 1993. Organochlorine and heavy metal contamination in non-viable eggs and its relation to breeding success in a spanish population of lesser kestrels. *Environmental Pollution* **82**:201-205.

- Nerín, C., R. Batlle, M. Sartaguda, y C. Pedrocchi. 2002. Supercritical fluid extraction of organochlorine pesticides and some metabolites in frogs from National Park of Ordesa and Monte Perdido. *Analytica Chimica Acta* **464**:303-312.
- Nisbet, I. C. T. 1982. Eggshell characteristics and organochlorine residues in Common Terns: variation with egg sequence. *Colonial Waterbirds* **5**:139-143.
- Nygard, T. 1999a. Correcting eggshell indices at raptor eggs for hole size and eccentricity. *Ibis* **141**:85-90.
- Nygard, T. 1999b. Long Term Trends in Pollutant Levels and Shell Thickness in Eggs of Merlin in Norway, in Relation to its Migration Pattern and Numbers. *Ecotoxicology* **8**:23-31.
- Pastor, D., L. Jover, X. Ruiz, y J. Albaigés. 1995. Monitoring organochlorine pollution in Adouin's Gull eggs: the relevance of sampling procedures. *The Science of The Total Environment* **162**:215-223.
- Peakall, D. B. 1974. DDE: its presence in Peregrine eggs in 1948. *Science* **183**:673-674.
- Raldúa, D., P. Ferrando, C. Durán, y C. Pedrocchi. 1997. The influence of place of capture, sex, and season on the organochlorine pesticide content in barbel (*Barbus graellsii*) from Northeastern Spain. *Chemosphere* **35**:2245-2254.
- Ratcliffe, D. A. 1970. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *J Appl Ecology* **7**:67-115.
- Rattner, B. 2004. Contaminant exposure and reproductive success of ospreys (*Pandion haliaetus*) nesting in Chesapeake Bay regions of

concern. Archives of environmental contamination and toxicology **47**:126-140.

Serrano, D., J. L. Tella, y E. Ursúa. 2005. Proximate causes and fitness consequences of hatching failure in lesser kestrel *Falco naumanni*. Journal of Avian Biology **36**:242-250.

Spitzer, P. R., R. W. Risebrough, W. I. Walker, R. Hernandez, A. Poole, D. Puleston, y I. C. T. Nisbet. 1978. Productivity of Ospreys in Connecticut-Long Island increases as DDE residues decline. Science **202**:333-335.

Verreault, J., R. A. Villa, G. W. Gabrielsen, J. U. Skaare, y R. J. Letcher. Maternal transfer of organohalogen contaminants and metabolites to eggs of Arctic-breeding glaucous gulls. Environmental Pollution *In Press*.

## **CAPÍTULO 8**

### **COMPORTAMIENTO DE VUELO Y RIESGO DE MORTALIDAD EN DORMIDEROS EN SUBESTACIONES ELÉCTRICAS**





## **Resumen**

Los principales dormideros premigratorios de cernícalo primilla localizados en el valle del medio del Ebro se ubican en subestaciones de transporte de electricidad. A la importancia numérica de estos dormideros se une la posibilidad de que se reúnan ejemplares de distintas poblaciones ibéricas de la especie. El valor de estos dormideros y el riesgo potencial que supone para las aves la ocupación de instalaciones eléctricas nos llevó a examinar el riesgo de mortalidad de los cernícalos como consecuencia de este uso. La búsqueda de aves accidentadas resultó en pocos casos de mortalidad, todos ellos en las zonas de mayor proximidad entre cables. Se realizaron observaciones de comportamiento de vuelo de las aves durante la entrada y salida de los dormideros, abarcando las distintas situaciones ambientales que pueden afectar al riesgo de colisión. Las distancias de vuelo de los cernícalos respecto a los cables y otras estructuras de las subestaciones fueron en general altas, observándose más casos de vuelos cercanos a mayor número de aves congregadas. En las subestaciones concretas estudiadas no se encontró un riesgo importante de mortalidad ni se detectaron zonas particularmente peligrosas, por lo que no se han planteado medidas correctoras. Sin embargo, se hace necesario tener en cuenta esta posible ocupación en otras regiones y, en su caso, el estudio y análisis de propuestas de conservación.

## **Introducción**

Las grandes concentraciones de individuos de una especie presentan un riesgo potencial elevado para las poblaciones. Resultan altamente vulnerables, por ejemplo al ataque de depredadores, pero sobre todo exponen un gran número de ejemplares a cualquier evento puntual. Como se describe en otros apartados de este documento, los cernícalos primillas forman grandes

concentraciones, que pueden jugar un papel importante en la conservación de la especie. Un número notable de los ejemplares congregados son adultos, clase de edad que juega un papel importante en la dinámica poblacional de la especie (Hiraldo *et al.* 1996). Algunos de estos dormideros en nuestra área de estudio se forman en el límite de la zona de reproducción o fuera de ella y pueden ser precursores de nuevos núcleos poblacionales (capítulo 4). Además, se sospecha que los individuos que los componen pueden proceder de diversas poblaciones ibéricas (capítulo 5). Todo esto dota de especial importancia a estos dormideros premigratorios, por su papel en el crecimiento de la población local y por su repercusión en las poblaciones foráneas.

Una particularidad de los dormideros premigratorios localizados en Aragón y Navarra es el sustrato mayoritariamente elegido, las subestaciones de transporte de electricidad (Ursúa y Tella 2001). Existen numerosos ejemplos de uso de instalaciones eléctricas por parte de aves, tanto como lugar de nidificación, posadero para cazar o descansar, o dormidero. Asociada a este uso, es frecuente la aparición de aves muertas o lesionadas por colisión o electrocución, lo que puede ocasionar importantes problemas para la conservación de especies amenazadas (Bevanger 1998). Son también abundantes los casos en que las aves han ocasionado desperfectos en las instalaciones eléctricas, lo que ocasiona alteraciones en el servicio, además de gastos para las empresas (ver revisión en (Ferrer y Janss 1999)). Esto ha generado trabajos sobre las posibilidades de mitigación del impacto (Bevanger 1994; Janss *et al.* 1999; Fernández y Azkona 2002).

En vista de la importante ocupación de subestaciones de transporte de electricidad por parte del cernícalo primilla y por la importancia para la conservación de los dormideros, se planteó el análisis de la peligrosidad del empleo de estas instalaciones. Nuestro objetivo es definir el riesgo de mortalidad de los cernícalos primillas concentrados en las subestaciones de transporte de electricidad para, en caso de que sea necesario, proponer

medidas correctoras que minimicen este riesgo y favorecer de este modo la conservación de la especie.

## Metodología

El análisis de la peligrosidad de las instalaciones eléctricas ocupadas se realizó mediante dos aproximaciones, la descripción del comportamiento de vuelo de los cernícalos en el entorno de las subestaciones y la búsqueda de aves accidentadas. Esta actividad se desarrolló fundamentalmente durante el verano de 2002 en las cuatro subestaciones de transporte de electricidad ocupadas por la especie ese año, que llegaron a albergar cerca de 3000 ejemplares en total. La búsqueda de aves accidentadas dentro del recinto de las subestaciones y en los tramos más inmediatos de las líneas eléctricas se realizó aunque de manera menos exhaustiva en los restantes años de seguimiento.

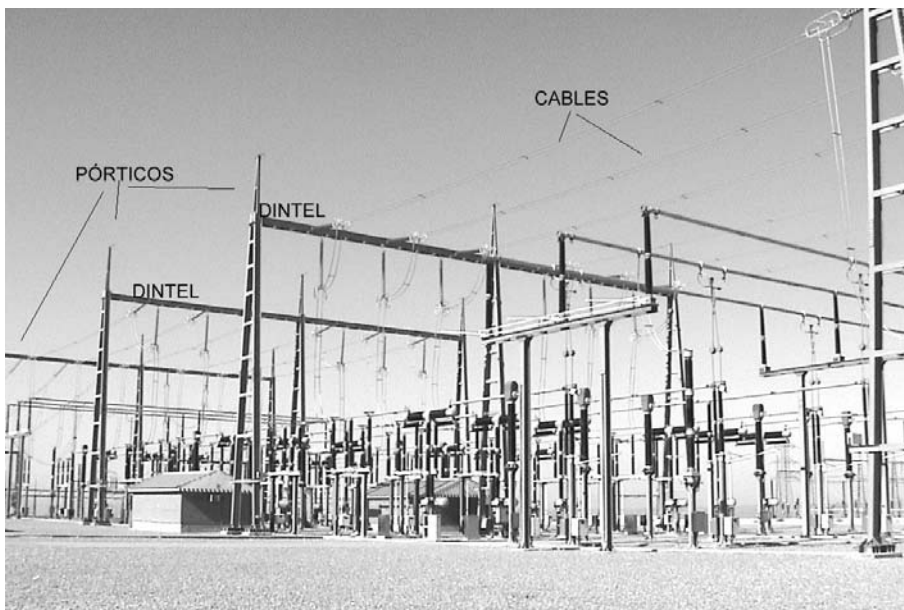


Figura 1. Estructuras de una subestación de transporte de electricidad utilizada como dormideros por los cernícalos primillas. Se señalan las estructuras empleadas como posaderos (cables superiores y dinteles).

Las cuatro subestaciones estudiadas cuentan en su recinto con uno o más edificios bajos y con las estructuras propias de la instalación, además de algún apoyo de las líneas en algunos casos. El almacén principal de las subestaciones lo constituyen los pórticos, que desde sus dinteles soportan los cables de tensión y en sus extremos superiores los cables de tierra. Estas estructuras consisten, en las subestaciones de este estudio, en prismas de varias decenas de metros de longitud situadas a unos 20 metros de altura y que ofrecen el interior hueco, con los laterales cerrados y aberturas en las caras superior e inferior del prisma. Los dinteles no tienen tensión y les separan aislantes de los cables, por lo que en estas estructuras no hay riesgo de electrocución.

#### *Descripción del comportamiento de los cernícalos*

Se describió el comportamiento de vuelo de los cernícalos en las subestaciones y se localizaron las zonas y estructuras seleccionadas por las aves como posaderos. Estas observaciones se realizaron a una distancia suficiente para no alterar el comportamiento de las aves, con ayuda de material óptico, durante visitas al atardecer y al amanecer entre los días 26 de agosto y 20 de septiembre. Los horarios de observación se centraron en las horas de mayor movimiento de aves, descritas en el capítulo 4. Para las observaciones vespertinas se procuró abarcar desde una hora antes del ocaso, que varió a lo largo de esas fechas entre las 20h47 y las 20h05, hasta que se observaba quietud dentro del dormidero, adelantando la hora de inicio en condiciones de alta nubosidad. En el caso de los amaneceres, el inicio se situó en condiciones de oscuridad, antes del comienzo de la actividad dentro del dormidero, y se concluyeron las observaciones cuando todos los ejemplares lo habían abandonado, que ocurría entre diez y veinte minutos después del orto, que varió entre las 7h35 y las 7h46. Debido al escaso intervalo de tiempo disponible al amanecer, en el caso de los dormideros grandes se empleó vídeo digital y se extrajo la información posteriormente.

Se prestó atención a aspectos ambientales que pudieran afectar a la capacidad de las aves para evitar las colisiones (APLIC 1994), como son el viento y las condiciones de visibilidad en función del clima y la hora. Concretamente se midieron las siguientes variables:

- Distancia a cables: se establecieron tres categorías según la distancia a la que cada individuo pasaba respecto a los cables durante su vuelo, atendiendo aproximadamente a las distancias de uno y tres metros como límites entre las tres categorías. En el caso de que el posadero al final del vuelo fuera un cable, la distancia a éstos considerada era la correspondiente al vuelo, excluyendo la aproximación para posarse.
- Distancia a otras estructuras: similar a la variable anterior, pero referente a las restantes estructuras de la instalación (celosías y barras). Nuevamente se establecieron tres categorías según el criterio expuesto para los cables, menos de un metro, entre uno y tres metros y más de tres metros.
- Zona de vuelo: las aves accedían a la subestación bien por arriba, descendiendo en muchos casos en vertical, o bien atravesando las instalaciones, para lo que volaban entre los pórticos y las barras.
- Grupo: la llegada de las aves tenía lugar de manera individual, en grupos laxos o en grupos más compactos. Se marcaron, por tanto, estos tres niveles.
- Nubosidad: se establecieron cuatro categorías, cielo totalmente despejado, sol con algunas nubes, cielo cubierto o lluvia.
- Viento: el viento es una característica importante del valle del Ebro y puede afectar al vuelo de las aves, particularmente del cernícalo primilla que, debido a su pequeño tamaño, puede ser

fácilmente arrastrado por rachas fuertes. Se establecieron tres categorías, desde la calma total hasta el viento fuerte.

- Hora: se anotó la hora de cada observación. Para los análisis, la hora se ha transformado en minutos respecto al ocaso o al orto (minuto cero), según fueran tardes o mañanas respectivamente (horas según el Instituto Geográfico Nacional), yendo los valores de positivos a negativos según hubiera más o menos luz.

Se anotaron todas las incidencias que pudieran afectar de algún modo al comportamiento de las aves (presencia humana, molestias ocasionadas por otras especies de aves, etc.).

Estos datos se analizaron mediante regresiones ordinales utilizando el procedimiento GENMOD disponible en el paquete estadístico SAS (SAS Institute 1996). Este tipo de análisis permite analizar variables dependientes categóricas ordinales, como son en nuestro caso las distancias a cables y a estructuras, que presentan tres categorías de mayor a menor distancia de vuelo. Las variables explicativas consideradas fueron momento del día (mañana o tarde), el dormidero observado, la nubosidad, el viento y la hora, siendo ésta última la única variable no categórica. Se incluyeron en los análisis las interacciones entre la nubosidad y el viento, por reflejar una síntesis de las condiciones climatológicas, y entre la nubosidad y la hora, que significa luminosidad, además del efecto cuadrático de la hora. Empleamos distribución multinomial y función de enlace logit. La descripción de estas variables y el análisis de las restantes mencionadas se realizó mediante tablas de contingencia utilizando con SPSS 13.0.

#### *Búsqueda de aves accidentadas*

Se inspeccionaron el interior de las subestaciones y el entorno de las líneas eléctricas adyacentes, buscando anillas y restos de aves dañadas fuera del tiempo de observación. En el caso de las subestaciones, se revisó

cuidadosamente todo el recinto de la instalación, previa autorización por parte de las empresas propietarias. Estas revisiones se realizaron en 2002 dos veces en cada subestación, en la primera quincena de septiembre y a finales de este mes, salvo en el caso de Tafalla, donde únicamente se pudo acceder a final de septiembre. Los tramos de las líneas eléctricas revisados se decidieron en función del uso que los cernícalos hacían de ellos, revisando en todo caso los tramos más próximos a las subestaciones (un mínimo de dos apoyos fuera de la subestación en el caso de las líneas de alta tensión) y abarcando en torno a 2 km<sup>2</sup> alrededor de la instalación. Estas revisiones comenzaron a finales del mes de agosto y se extendieron a lo largo de septiembre, realizando entre tres y seis revisiones, que sumaron un total de 18. En la inspección de las líneas se trazó una banda en torno a éstas, de no menos de 75 metros de anchura centrada en la línea (Janss y Ferrer 1998). Los registros de aves accidentadas se relacionaron con las observaciones obtenidas de entradas y salidas de las aves con el fin de identificar los tramos de mayor riesgo potencial.

## **Resultados**

### *Estructuras empleadas por los cernícalos*

Los cernícalos primillas hicieron uso prácticamente de todas las estructuras que componen las subestaciones eléctricas. Dentro del recinto de las subestaciones, inicialmente se posaban en los cables de tierra que forman el “techo” de la subestación, sobre los dinteles y en las distintas celosías. Sin embargo para pernoctar seleccionaron siempre el interior de los dinteles de los pórticos (figura 1). Muchas aves no entraban directamente a la subestación sino que utilizaban primero como posadero alguno de los apoyos de las líneas de alta tensión inmediatos. Igualmente al amanecer era frecuente que se posaran en las celosías de estos apoyos al salir de los dinteles.



*Descripción del comportamiento de vuelo de las aves en las subestaciones*

Se obtuvieron un total de 1759 minutos de observación del comportamiento de vuelo de los cernícalos en las subestaciones, tanto durante el atardecer como durante el amanecer, recogiendo información sobre 1175 individuos. Las condiciones climáticas de los días dedicados a cada instalación fueron variadas, intentando cubrir diversas situaciones ambientales.

Las frecuencias observadas en cuanto a la distancia de vuelo respecto a los cables y las estructuras restantes se resumen en la tabla 1, donde se señala también el porcentaje para cada uno de los casos. Como puede apreciarse, la mayor parte de los individuos pasaron lejos de cables y otras estructuras, con lo cual el riesgo de colisión resultó ser bajo. Se observó que algunos individuos accedían a los posaderos dentro de las subestaciones descendiendo prácticamente en vertical, mientras que otros cruzaban por dentro de la instalación, entre las estructuras de ésta, antes de posarse. Puesto que puede afectar al riesgo potencial de colisión, se analizó esta variable “zona”. De nuevo se aprecia que el riesgo de colisión es bajo, puesto que la mayor parte de los cernícalos entraron por arriba (72,6%, 600 casos) y las distancias de vuelo, especialmente a las estructuras, son significativamente mayores en ese caso (tabla 1; para cables  $\chi^2 = 168,972$ ,  $P < 0,001$  - Gamma=-0,656,  $P < 0,001$  ; para estructuras  $\chi^2 = 296,157$ ,  $P < 0,001$  - Gamma=-0,783,  $P < 0,001$ ).

Tabla 1. Frecuencias de las distancias de vuelo de los cernícalos primillas respecto a los cables (A) y las restantes estructuras (B) de las subestaciones de transporte de electricidad y su porcentaje. Se indican los porcentajes de paso a las distintas distancias en función de la zona de entrada a la instalación (dentro, arriba) y del agrupamiento de vuelo (grupo compacto, laxo o vuelo solitario).

<i>Distancia</i>	<i>Frec.</i>	<i>%</i>	<i>Dentro</i>	<i>Arriba</i>	<i>Grupo</i>	<i>Laxo</i>	<i>Solo</i>
<b>A</b> Muy cerca (< 1m)	117	10,0	21,6	5,7	9,8	6,6	9,2
Intermedia (1-3m)	386	32,9	51,3	26,3	31,1	32,3	40,2
Lejos (> 3m)	672	57,2	27,1	68,1	59,1	61,1	50,7
<b>B</b> Muy cerca (< 1m)	124	10,6	25,8	5,0	10,1	10,6	10,1
Intermedia (1-3m)	266	22,6	46,5	14,1	21,6	19,7	29,7
Lejos (> 3m)	785	66,8	27,7	80,9	68,2	69,7	60,1

De los ejemplares observados, el 55% volaban en grupos compactos, el 18% en grupos laxos y el 27% en solitario. Las distancias respecto a cables y estructuras en función de este agrupamiento no se vieron apenas afectadas, volando en todos los casos mayoritariamente a más de tres metros (tabla 1; para cables  $\chi^2 = 10,107$ ;  $P = 0,039$  – Gamma = 0,08,  $P = 0,097$  ; para estructuras  $\chi^2 = 9,708$ ,  $P = 0,046$  – Gamma = 0,094,  $P = 0,064$ ).

Los modelos obtenidos sobre el efecto de las condiciones ambientales en las distancias de vuelo a los cables y a las restantes estructuras de las subestaciones se recogen respectivamente en las tablas 2 y 3 (y figura 2 para las relaciones más relevantes). En el caso de las distancias a cables (tabla 2), el factor que mejor explicó la variabilidad de los datos fue la luminosidad, entendida como la interacción de la hora y la nubosidad. Los resultados indican una mayor proximidad de vuelo cuanto menor es la luz solar en condiciones de lluvia, y mayor distancia de vuelo respecto a los cables con valores intermedios de nubosidad. En cuanto a la interacción entre la nubosidad y el viento, se observa que éste último no les afecta cuando llueve, y en el resto de condiciones de nubosidad una mayor velocidad del viento hace que vuelen más

cerca de los cables. Las distancias de vuelo respecto a cables no variaron en función de los dormideros.

Las distancias de vuelo a las restantes estructuras de las subestaciones dependieron principalmente del dormidero concreto (tabla 3). Viendo las distancias en función de cada uno de los cuatro dormideros estudiados, observamos que el mayor porcentaje de vuelos próximos a las estructuras se producen en los dos que albergan mayor número de ejemplares (tabla 4). La interacción entre la nubosidad y el viento afectó en el mismo sentido ya descrito para las distancias de vuelo a los cables. Otras variables que entraron en este modelo fueron la hora, el momento del día, es decir mañana o tarde, y la nubosidad.

Tabla 2. Análisis mediante regresión ordinal de las distancias de vuelo a cables en función de las variables ambientales. (\*) indica interacción entre las variables. Se resaltan en negrita los valores significativos.

<i>Fuente de variación</i>	<i>g.l.</i>	<i>Chi-cuadrado</i>	<i>P</i>
Nubosidad	3	10,49	<b>0,0148</b>
Hora	1	0,78	0,3757
Viento	2	1,45	0,4833
Hora * Nubosidad	3	29,33	<b>&lt;0,0001</b>
Nubosidad * Viento	3	12,72	<b>0,0053</b>

Tabla 3. Análisis mediante regresión ordinal de las distancias de vuelo a estructuras en función de las condiciones ambientales. (\*) indica interacción entre las variables. Se resaltan en negrita los valores significativos.

<i>Fuente de variación</i>	<i>g.l.</i>	<i>Chi-cuadrado</i>	<i>P</i>
Dormidero	3	69,26	<b>&lt;0,0001</b>
Hora	1	33,21	<b>&lt;0,0001</b>
Momento	1	3,86	<b>0,0494</b>
Nubosidad	3	8,49	<b>0,0368</b>
Viento	2	4,59	0,1008
Nubosidad * Viento	3	23,61	<b>&lt;0,0001</b>

Tabla 4. Porcentaje de ejemplares de cada uno de los dormideros que vuelan a las diferentes distancias respecto a estructuras de las subestaciones. El primer término de cada casilla indica el porcentaje respecto al total de ejemplares del dormidero y el segundo respecto a la categoría de distancia de vuelo. Los dormideros están ordenados de mayor (izquierda) a menor (derecha) tamaño.

<i>Distancia</i>	<i>Tafalla</i>	<i>Villamayor</i>	<i>Magallón</i>	<i>La Serna</i>
Muy cerca (< 1m)	11,2 / 31,5	20,4 / 26,7	6,0 / 12,1	4,4 / 8,9
Intermedia (1-3m)	20,4 / 26,7	28,4 / 35,0	20,4 / 19,2	20,4 / 19,2
Lejos (> 3m)	68,4 / 30,3	53,5 / 22,3	73,6 / 23,4	75,2 / 23,9

*Registro de aves accidentadas*

En total, se encontraron cuatro cernícalos primillas muertos, todos ellos en el interior de subestaciones. Concretamente, un joven del año, un macho adulto y otros dos ejemplares que por su estado no pudieron ser sexados ni datados. En el caso del macho adulto, la causa probable de la muerte fue colisión, ya que tenía un ala fracturada. En los casos restantes no fue posible determinar la causa con certeza.

Hay que señalar que no se han llevado a cabo experimentos para conocer la tasa de desaparición de cadáveres (Ferrer *et al.* 1991), si bien es poco probable que especies carroñeras se alimenten sistemáticamente dentro de las subestaciones ya que éstas están valladas, por lo que los resultados obtenidos pueden considerarse fiables. No así en el caso de las líneas, ya que es frecuente que los zorros las recorran en busca de cadáveres. En el caso de una codorniz (*Coturnix coturnix*) y de un petirrojo (*Erithacus rubecula*) hallados muertos recientes, se observó que desaparecían en un día, y se observaron numerosas huellas de zorro durante las revisiones.

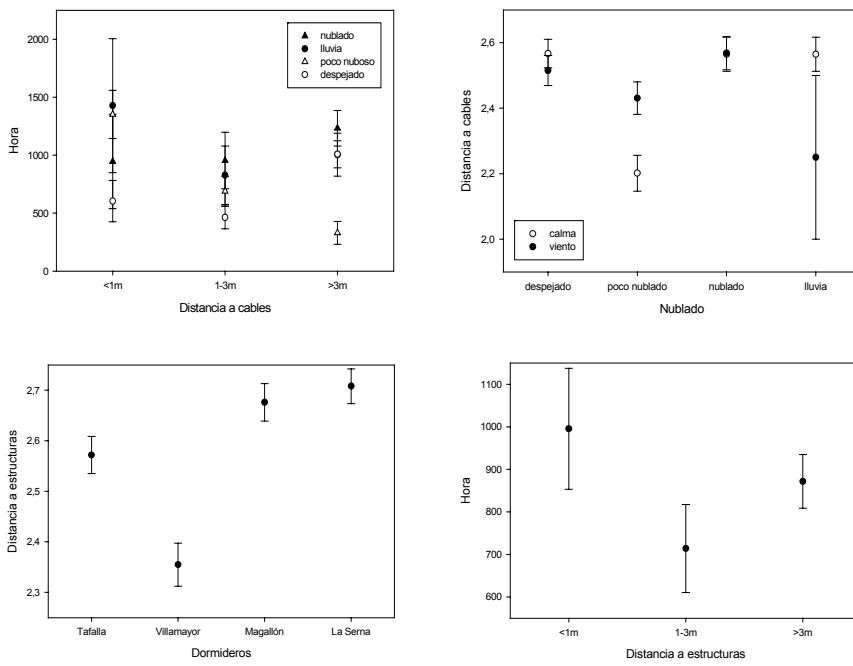


Figura 2. Relación entre las distancias de vuelo a cables (fila superior) y estructuras (fila inferior) en función de las variables ambientales más relevantes (ver tablas 2 y 3).

## Discusión

Los problemas entre aves y estructuras eléctricas han sido ampliamente documentados a lo largo de todo el siglo XX y continúan siendo un tema de actualidad. Los enfoques han sido tanto las incidencias para las empresas (Michener 1928) como los daños para las aves (ver revisiones en Bevanger 1998 y Ferrer y Janss 1999). La ocupación de subestaciones de transporte de electricidad por tan elevado número de aves es sin embargo sorprendente y nos lleva inmediatamente a pensar en las posibles interacciones. Desde el punto de vista de las empresas eléctricas, los dormideros de cernícalos primillas no suponen ningún problema. No se produce aporte de material como ocurre con algunas nidificantes ni se han observado acumulaciones de excrementos que puedan dañar las estructuras, y las estructuras preferentemente usadas no llevan tensión de modo que no pueden provocar cortocircuitos (Bevanger 1998).

Las causas de mortalidad de aves en estructuras eléctricas son la colisión y la electrocución. De acuerdo con el modelo de Janss *et al.* (2000), la principal causa de mortalidad de cernícalo primilla relacionada con estructuras eléctricas sería la electrocución, como mostraron sus datos. En el tipo de instalaciones aquí analizadas, subestaciones de transporte de electricidad, las distancias entre estructuras con tensión son grandes, por lo que es muy improbable la muerte por electrocución de nuestra especie de estudio y prácticamente la única causa posible de muerte para un ave como el primilla es la colisión.

Para obtener una información precisa del riesgo y plantear posibles medidas de conservación, se observó el comportamiento de las aves en los dormideros, especialmente en cuanto al vuelo. Se producen escasas situaciones de riesgo, entendiendo que éstas pueden venir ocasionadas por vuelos a corta distancia de las estructuras con las que podrían colisionar, especialmente con los cables, menos visibles que otras estructuras de las instalaciones. Nuestros resultados muestran que la mayor parte de los individuos vuelan a una distancia

suficiente para considerar que el riesgo de colisión es bajo. Las condiciones ambientales parecen tener cierta influencia en estas distancias de vuelo, pero sin alcanzarse situaciones de alto riesgo. En el caso de las distancias a estructuras diferentes de cables, observamos variación en función de los dormideros, con una mayor proporción de individuos volando cerca en los dormideros de mayor tamaño, lo que nos recuerda una vez más la importancia de plantear medidas mitigadoras de daños. Los ejemplares hallados muertos en el recinto de subestaciones se encontraban en zonas de 220Kv y 70Kv, lo que se traduce en campos eléctricos de menor entidad, por tanto distancias de seguridad menores y en consecuencia mayor proximidad entre cables y menor margen de maniobra para las aves. A pesar de que la mortalidad observada es seguramente inferior a la real, los escasos restos encontrados frente al elevado número de individuos concentrados confirman el bajo riesgo que supone la ocupación de este tipo de instalaciones para la especie.

Puesto que la ocupación de subestaciones de transporte de electricidad como dormideros de cernícalos primillas no es causa de mortalidad notable de la especie ni ocasiona desperfectos en las instalaciones, no podemos identificar puntos críticos (Mañosa 2001) ni es estrictamente necesario aplicar medidas correctoras o disuasorias (Bevanger 1994; Janss y Ferrer 1998; Janss *et al.* 1999). Aunque en este estudio no se han analizado las razones de estos dormideros, existen diversas hipótesis sobre las ventajas de estas agrupaciones, y nosotros hemos señalado asimismo la utilidad de cara al seguimiento de estas grandes concentraciones (capítulo 3). No hay que olvidar sin embargo las implicaciones de cara a conservación propias de un sustrato tan particular, por lo que es recomendable que se monitorice cada caso y se apliquen medidas correctoras cuando pueda ser necesario. Se puede proponer la instalación de salvapájaros en los cables de tierra de las subestaciones (Fernández y Azkona 2002), medida que está dando buenos resultados en líneas eléctricas. Incluso en los casos en que no se estime necesario intervenir, es importante conocer la

presencia de especies protegidas de cara a no crear situaciones que sí puedan provocar riesgos inexistentes normalmente.

Las subestaciones de transporte de electricidad, así como otras estructuras eléctricas, son instalaciones de servicio absolutamente necesarias en la sociedad actual. Como tales, son sometidas a actuaciones de mantenimiento y mejora. Asimismo se crean nuevas instalaciones, como es el caso de una de las últimas subestaciones ocupadas por los primillas. El hecho de conocer la preferencia de una especie protegida por estas instalaciones concretas implica un compromiso tanto para las empresas como para los organismos públicos encargados de la conservación del medio natural, especialmente estando demostrado el efecto que estas instalaciones en las poblaciones de especies amenazadas (Donazar *et al.* 2002; Sergio *et al.* 2004). Esta situación deberá tenerse en cuenta tanto de cara a actuaciones en las subestaciones existentes como a la instalación de nuevas. Asimismo habrá que determinar en cada caso la posible existencia de riesgos para prevenirlos. Para todo esto es necesario el conocimiento de las especies que ocupan las instalaciones eléctricas, y tanto empresas como organismos públicos deberían plantear seguimientos tales que permitan detectar la presencia de especies protegidas.

### **Bibliografía**

- APLIC. 1994. Mitigating Bird Collisions with Power Lines: the state of the art in 1994. Edison Electric Institute, Washington D.C.
- Bevanger, K. 1994. Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigating measures. *Ibis* **136**:412-425.
- Bevanger, K. 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biological Conservation* **86**:67-76.



- Donazar, J. A., C. J. Palacios, L. Gangoso, O. Ceballos, M. J. Gonzalez, y F. Hiraldo. 2002. Conservation status and limiting factors in the endangered population of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands. *Biological Conservation* **107**:89-97.
- Fernández, C., y P. Azkona 2002. Tendidos eléctricos y Medio ambiente en Navarra. Gobierno de Navarra, Pamplona.
- Ferrer, M., M. de la Riva, y J. Castroviejo. 1991. Electrocutation of raptors on power lines in southwestern Spain. *Journal of Field Ornithology* **62**:181-190.
- Ferrer, M., y G. F. E. Janss 1999. Aves y líneas eléctricas. Colisión, electrocución y nidificación. Quercus, Madrid.
- Hiraldo, F., J. J. Negro, J. A. Donazar, y P. Gaona. 1996. A demographic model for a population of the endangered lesser kestrel in southern Spain. *Journal of Applied Ecology* **33**:1085-1093.
- Janss, G. F. E. 2000. Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. *Biological Conservation* **95**:353-359.
- Janss, G. F. E., y M. Ferrer. 1998. Rate of bird collision with power lines: effects of conductor-marking and static wire-marking. *Journal of Field Ornithology* **69**:8-17.
- Janss, G. F. E., A. Lazo, y M. Ferrer. 1999. Use of raptor models to reduce avian collisions with powerlines. *Journal of Raptor Research* **33**:154-159.
- Mañosa, S. 2001. Strategies to identify dangerous electricity pylons for birds. *Biodiversity and Conservation* **10**:1997-2012.
- Michener, H. 1928. Where engineer and ornithologist meet: transmission line troubles caused by birds. *The Condor* **30**:169-175.

Sergio, F., L. Marchesi, P. Pedrini, M. Ferrer, y V. Penteriani. 2004. Electrocutation alters the distribution and density of a top predator, the eagle owl *Bubo bubo*. *J Appl Ecology* **41**:836-845.

Ursúa, E., y J. L. Tella. 2001. Unusual large communal roost of Lesser Kestrels in two electric substations of Northern Spain: implications for the conservation of Spanish populations. 4th Eurasian Conference of the Raptor Research Foundation, Sevilla.



## **DISCUSIÓN GENERAL**



## **Sobre seguimiento y conservación**

La biología de la conservación lleva décadas intentando dar respuestas científicas a las necesidades exigidas por los problemas de conservación de la biodiversidad (ver p.ej. Soulé y Orians 2001). Sin embargo, el engranaje entre investigación y gestión no siempre es efectivo (Pullin *et al.* 2004; Sutherland *et al.* 2004). Una propuesta para la aproximación entre la ciencia y la gestión es la que podría llamarse “conservación basada en la evidencia” (Pullin y Knight 2005), que incide en la necesidad de hacer llegar los resultados de los estudios científicos a las personas dedicadas al manejo y a la conservación. De esta forma, los planes de conservación serían diseñados base a los estudios científicos en lugar de apoyarse en experiencias de gestión previas y normalmente no evaluadas (Pullin *et al.* 2004). La necesidad de que haya una colaboración constante entre investigadores y gestores es indudable (Parr *et al.* 2003), en primer lugar para hacer las propuestas de conservación en base a los seguimientos realizados. En segundo lugar y no menos importante se sitúa la evaluación de las medidas de gestión aplicadas y en caso de ser necesario la reformulación de las propuestas. Un escollo entre estas dos líneas es la diferencia de tiempos en que se mueven. La sociedad actual evoluciona a una gran velocidad, que se traslada al ritmo en que las actividades humanas afectan a la naturaleza y en consecuencia a los tiempos de respuesta requeridos para las medidas de conservación. Obtener unos resultados científicos sólidos sobre el funcionamiento de las poblaciones por el contrario suele requerir seguimientos a largo plazo.

Ante esta necesidad de acumular información sobre los parámetros poblacionales a lo largo del tiempo (Balmford *et al.* 2003; Battersby y Greenwood 2004), se ha evolucionado en el desarrollo de metodologías que permitan el registro de los mismos (ver p.ej. Perrins *et al.* 1991 y Bibby *et al.* 1992 para aves). Sin embargo, frecuentemente hay que elegir entre

seguimientos muy finos desde un punto de vista científico o métodos más asequibles a los gestores. Existen algunos ejemplos de cómo ambas aproximaciones se hacen posibles llegando a métodos de seguimiento que sin dejar de producir información fiable desde un punto de vista científico, también son llevados a cabo fácilmente por gestores (Greenwood 2003).

El proyecto de investigación de esta tesis doctoral se ha desarrollado estrechamente relacionado con el plan de conservación de la especie en Aragón. Por un lado se ha procurado responder a las necesidades previamente observadas en la población, y posteriormente los resultados de este estudio se han aplicado sobre esta población. Con el fin de realizar un seguimiento futuro de la población a largo plazo se han propuesto unos protocolos que pueden ser aplicados por los gestores con unos recursos asumibles. El seguimiento de los periodos reproductor y premigratorio permitirá conocer la evolución de la población y detectar posibles situaciones críticas. Sin embargo para eso ha sido imprescindible contar con una información previa muy precisa y muy costosa de obtener, en este caso particular producto de trabajos de investigación (Tella 1996; Serrano 2003), es decir no dirigida inicialmente a la gestión. Sin embargo, nuestros resultados refuerzan el interés de que desde los organismos de gestión se planteen trabajos exhaustivos para lograr una base sólida sobre la que basar las decisiones. Sin duda trabajos de este tipo supondrían un gasto importante, pero permitirían optimizar trabajos futuros. Por otro lado, se trata de una inversión necesaria si se quiere plantear un trabajo serio de conservación a gran escala (Sæther y Jonsson 1991). En ese sentido, puede ser necesario traducir las propuestas para la conservación de la biodiversidad a unos términos comparables con valoraciones sociales y económicas (Díaz *et al.* 2001) y facilitar así el tratamiento parejo de la conservación con otros intereses que por el momento están siendo antepuestos a la biodiversidad.

Otra cuestión que habría que fortalecer es la conservación “global” (Sæther y Jonsson 1991). En un mundo cada vez más globalizado, las medidas

de conservación muchas veces siguen ciñéndose a barreras administrativas. En el caso de las especies migratorias esto toma especial importancia (Newton 2004), ya que los condicionantes durante el periodo reproductor y la invernada pueden ser muy diferentes. En el caso del cernícalo primilla, migrador transahariano, la población que nosotros hemos estudiado debe enfrentarse a los riesgos del invierno boreal en el sahel. Así, por ejemplo los resultados obtenidos sobre compuestos orgánicos no dejan de tener una sombra de incertidumbre sobre dónde están expuestos los cernícalos a estos contaminantes, y por lo mismo no es sencillo plantear soluciones.

De igual modo, solemos centrarnos en la población reproductora, tratando menos las necesidades de los ejemplares no reproductores y de los momentos fuera de la cría (aunque ver p.ej. Rohner 1996; Penteriani *et al.* 2005). En este estudio hemos abarcado el principal periodo de estancia del cernícalo primilla en el valle del Ebro, la reproducción, y un segundo momento que había sido poco estudiado para la especie y cuya relevancia puede ser alta, el periodo de dispersión premigratoria. No hemos trabajado sobre la población invernante, que en nuestra zona de estudio es pequeña (Tella y Forero 2000), aunque podría incrementarse como es el caso de otras especies migradoras y sería recomendable estudiarlo. El grueso de dicha población en otras regiones de la Península Ibérica es importante por lo que no debería ser ignorado. Por el momento únicamente tenemos constancia de que se hayan utilizado los protocolos de censo de población reproductora y de productividad, pero el seguimiento de dormideros premigratorios se ha limitado a casos concretos con finalidades inmediatas, no pretenden ser una fuente de información estable. Queda por lo tanto un camino que recorrer todavía en la población estudiada.

Tanto los protocolos de seguimiento como los análisis de riesgo mostrados en esta memoria son absolutamente particulares no ya para la especie sino para la población objeto de estudio. Por ejemplo, el protocolo de censo debería ser validado antes de su uso en poblaciones de cernícalo de



distintas características (ubicados dentro de ciudades, por ejemplo). Sin embargo, puede hacerse esta validación y puede ajustarse el protocolo. De igual modo, el procedimiento empleado para su desarrollo puede servir para obtener metodologías de seguimiento para otras especies distintas, en particular especies coloniales.

Han quedado pendientes algunos aspectos del seguimiento de poblaciones interesantes y que deberán ser abordados, como la optimización de obtención de estimas de supervivencia, parámetro relevante en demografía, o de dispersión, cuestión que puede ser importante en sistemas de fuente-sumidero. La población objeto de este estudio ofrece todavía posibilidades de exploración en ese sentido.

Un riesgo a que la especie se enfrenta por su uso de edificios humanos es la pérdida de lugares de nidificación. La población del valle del Ebro ocupa casas de labor en su mayor parte en desuso y muchas en ruina (Tella *et al.* 1993). Además, el intento de aumentar las superficies de cultivo propio de la intensificación provoca la demolición de estos edificios abandonados. Aunque este aspecto no ha sido cuantificado en esta tesis, es motivo de preocupación y se trabaja sobre ello en los programas de conservación de la especie.

Finalmente, la información obtenida mediante los distintos aspectos de seguimiento desarrollados y los todavía pendientes podrán ser incorporados a análisis demográficos que integren todos estos datos y arrojen finalmente más luz sobre las posibilidades de conservación de las poblaciones.

## **Sobre la transformación del hábitat y el uso de fitosanitarios**

La transformación agraria, concretamente la intensificación de los cultivos y la transformación en regadío, ha demostrado ser una práctica negativa para numerosas especies de aves (Blanco *et al.* 1998; Chamberlain *et al.* 2000;

Donald *et al.* 2001; Suárez-Seoane *et al.* 2002) y particularmente para el cernícalo primilla (Donazar *et al.* 1993; Tella *et al.* 1998). El efecto más inmediato de la intensificación agraria en esta especie es la dificultad para obtener presas, lo que se traduce en un mayor esfuerzo para obtener la cantidad de alimento necesaria, ya sea por ampliación del área de campeo, por un mayor número de presas necesarias o por ambas (Tella *et al.* 1998; Rodríguez 2004). Esta menor disponibilidad de alimento va a afectar a la condición física de los ejemplares reproductores, condicionando su posibilidad de reproducirse y la fecha de la puesta (Aparicio y Bonal 2002). Además, se compromete la viabilidad de los pollos, pudiendo incrementarse la mortalidad de pollos por hambre o volando pollos en baja condición física. La reducción de alimento en la zona de estudio puede afectar también a los ejemplares concentrados durante el periodo premigratorio. Aunque no hemos profundizado en el análisis de las causas de formación de estas congregaciones, es indudable que durante este periodo los ejemplares hacen acopio de energía para la migración. Por lo tanto, una reducción de presas en estas zonas podría ocasionar que los ejemplares emprendieran el viaje en peor condición física de lo que sería deseable, comprometiendo su supervivencia.

No obstante estas objeciones a la transformación agraria, hemos visto que se pueden alcanzar soluciones de compromiso para conciliar la agricultura con la conservación del cernícalo primilla, si el manejo agrario del suelo atiende una serie de requisitos mínimos necesarios para la especie. Es importante ahondar en esta línea, para lograr disipar las tensiones y enfrentamientos frecuentes entre ambos intereses, cuyas consecuencias suelen pagar desgraciadamente los ecosistemas en cuestión. Es igualmente importante que estas decisiones se tomen sobre una base sólida y no sobre hipótesis, como ya se ha comentado al inicio de esta síntesis.

Una de las razones por las que la intensificación agraria afecta a la población de especies presa es el uso, a veces excesivo, de productos

fitosanitarios. Las consecuencias del empleo de pesticidas sobre el cernícalo primilla son varias, como se ha visto en distintos apartados de esta memoria. Un efecto indirecto es, como decimos, la reducción de presas, con las consecuencias mencionadas más arriba (capítulos 5 y 6). El efecto más inmediato es la muerte de ejemplares reproductores envenenados accidentalmente (capítulo 6). El consumo de pesticidas a su vez podría estar incidiendo en la viabilidad de los huevos (capítulo 7), y desconocemos qué efectos pueden tener a largo plazo en los pollos nacidos de huevos con altas concentraciones de contaminantes. Aunque ya existe una alarma importante sobre estos compuestos por sus efectos en el ser humano y se ha regulado su uso, no podemos dejar de tenerlos en cuenta al tratar sobre especies animales. Por otro lado, la presencia de contaminantes en estas especies deberían servir todavía como toque de atención sobre su uso y su presencia en el medio, que no lo es sólo de los animales sino también de las personas.

### **Sobre las concentraciones premigratorias**

El cernícalo primilla ha sido y es intensamente estudiado en España y en otras regiones del mundo. A pesar de ello sin embargo la atención de investigadores, gestores y ornitólogos en general se había centrado en el periodo reproductor, con la excepción de algunos trabajos sobre invernada realizados en Sudáfrica (Pepler *et al.* 1996). Hasta finales de los años noventa no se habían realizado estudios sobre el momento intermedio entre la reproducción y la migración. Uno de los hallazgos más sorprendentes ha sido el hallazgo de grandes concentraciones de aves en zonas con escasa presencia de la especie durante la reproducción (Olea *et al.* 2004). Una primera aproximación sobre el estudio de estas concentraciones en el valle del Ebro se muestra en esta memoria. Adicionalmente en la actualidad se está realizando una tesis específica en León, y otras regiones, incluido el sur de Francia, se están uniendo a este seguimiento. Las observaciones por el momento muestran

que los individuos se desplazan en dirección norte antes de migrar y seleccionan zonas con disponibilidad de alimento antes de iniciar la migración (Bustamante y Negro 1994; García Fernández 2000; Olea 2001). Un aspecto interesante que deberá estudiarse es el uso y selección del hábitat en torno a los dormideros. En nuestra zona de estudio, este entorno está sufriendo similar transformación agraria que las zonas de reproducción, con la implementación de cultivos que no permiten su uso por el cernícalo primilla.

En términos de conservación de la especie, estos hallazgos plantean nuevos interrogantes que deberían ser estudiados en un futuro y tenidos en cuenta en los planes de gestión de la especie. Los planes y medidas de conservación se han centrado habitualmente en las zonas de reproducción, cuando no concretamente en las propias colonias. Se hace necesario ampliar el área geográfica a la hora de plantear la conservación de la especie. Además, la movilidad de los ejemplares entre las zonas de reproducción y de concentración premigratoria, el hecho de que individuos nacidos en una región se concentren en otra más norteña, por ejemplo, exige que se unifiquen las medidas de conservación más allá de las fronteras políticas. De otro modo, una inadecuada gestión en zonas de uso estival puede comprometer la viabilidad de poblaciones reproductoras que sí están siendo manejadas de cara a su conservación. En resumen, debe servirnos de toque de atención para plantear los programas de conservación, o en general de manejo de especies, de una manera global, y no ciñéndonos a determinadas regiones geográficas o periodos temporales. En el caso del cernícalo primilla, es obvio que a pesar del esfuerzo realizado, sigue quedando un vacío de conocimiento sobre los condicionantes de sus poblaciones y los problemas de conservación existentes en las zonas de invernada, principalmente en el África subsahariana.

## Bibliografía

- Aparicio, J. M., y R. Bonal. 2002. Effects of food supplementation and habitat selection on timing of lesser kestrel breeding. *Ecology* **83**:873-877.
- Balmford, A., R. E. Green, y M. Jenkins. 2003. Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology & Evolution* **18**:326-330.
- Battersby, J. E., y J. J. D. Greenwood. 2004. Monitoring terrestrial mammals in the UK: past, present and future, using lessons from the bird world. *Mammal Review* **34**:3-29.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess, y D. A. Hill 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- Blanco, G., J. L. Tella, y I. Torre. 1998. Traditional farming and key foraging habitats for chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax* conservation in a Spanish pseudosteppe landscape. *Journal of Applied Ecology* **35**:232-239.
- Bustamante, J., y J. J. Negro. 1994. The post-fledging dependence period of the lesser kestrel (*Falco naumanni*) in southwestern Spain. *Journal Raptor Research* **28**:158-163.
- Chamberlain, D. E., R. J. Fuller, R. G. H. Bunce, J. C. Duckworth, y M. Shrubbs. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J Appl Ecology* **37**:771-788.
- Díaz, M., J. C. Illera, y D. Hedó. 2001. Strategic environmental assessment of plans and programs: a methodology for estimating effects on biodiversity. *Environmental Management* **28**:267-279.

- Donald, P. F., R. E. Green, y M. F. Heath. 2001. Agriculture intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. B* **268**:25-29.
- Donazar, J. A., J. J. Negro, y F. Hiraldo. 1993. Foraging habitat selection, land-use changes and population decline in the lesser kestrel *Falco naumanni*. *Journal of Applied Ecology* **30**:515-522.
- García Fernández, J. 2000. Dispersión premigratoria de Cernícalo Primilla *Falco naumanni* en España. *Ardeola* **47**:197-202.
- Greenwood, J. J. D. 2003. The monitoring of British breeding birds: a success story for conservation science? *The Science of The Total Environment* **310**:221-230.
- Newton, I. 2004. Population limitation in migrants. *Ibis* **146**:197-226.
- Olea, P. P. 2001. Postledging dispersal in the endangered lesser kestrel *Falco naumanni*. *Bird Study* **48**:110-115.
- Olea, P. P., R. Vera, A. de Frutos, y H. Robles. 2004. Premigratory Communal Roosts of the Lesser Kestrel in the Boreal Summer. *Journal of Raptor Research* **38**:278-282.
- Parr, T. W., A. R. J. Sier, R. W. Battarbee, A. Mackay, y J. Burgess. 2003. Detecting environmental change: science and society--perspectives on long-term research and monitoring in the 21st century. *The Science of The Total Environment* **310**:1-8.
- Penteriani, V., F. Otalora, y M. Ferrer. 2005. Floater survival affects population persistence. The role of prey availability and environmental stochasticity. *Oikos* **108**:523-534.
- Pepler, D., B. De Villiers, y R. Marin. 1996. An approach to management planning for lesser kestrels (*Falco naumanni*) overwintering in Africa.

- Pages 239-250 in J. Muntaner, and J. Mayol, editors. *Biología y conservación de las Rapaces Mediterráneas*. SEO, Madrid.
- Perrins, C. M., J. D. Lebreton, y G. J. M. Hirons 1991. *Bird Population Studies. Relevance to Conservation and Management*. Oxford University Press.
- Pullin, A. S., y T. M. Knight. 2005. Assessing Conservation Management's Evidence Base: a Survey of Management-Plan Compilers in the United Kingdom and Australia. *Conservation Biology* **19**:1989-1996.
- Pullin, A. S., T. M. Knight, D. A. Stone, y K. Charman. 2004. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biological Conservation* **119**:245-252.
- Rodríguez, C. 2004. Factores ambientales relacionados con el éxito reproductivo del Cernícalo Primilla. *Cambio climático e intensificación agraria*. Page 160. Universidad de Salamanca, Salamanca.
- Rohner, C. 1996. The numerical response of great horned owls to the snowshoe hare cycle: consequence of non-territorial "floaters" on demography. *Journal of Animal Ecology* **65**:359-370.
- Sæther, B.-E., y B. Jonsson. 1991. Conservation biology faces reality. *Trends in Ecology & Evolution* **6**:37-38.
- Serrano, D. 2003. Papel de las decisiones individuales en la estructura metapoblacional del Cernícalo primilla *Falco naumanni*. Page 167. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Soulé, M. E., y G. H. Orians 2001. *Conservation biology. Research priorities for the next decade*. Society for Conservation Biology, Washington.
- Suárez-Seoane, S., P. E. Osborne, y J. C. Alonso. 2002. Large-scale habitat selection by agricultural steppe birds in Spain: identifying

- species-habitat responses using generalized additive models. *Journal of Applied Ecology* **39**:755-771.
- Sutherland, W. J., A. S. Pullin, P. M. Dolman, y T. M. Knight. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **19**:305-308.
- Tella, J. L. 1996. Condicionantes ecológicos, costes y beneficios asociados a la colonialidad en el cernícalo primilla. Page 150. Estación Biológica de Doñana. Universidad de Barcelona, Barcelona.
- Tella, J. L., y M. G. Forero. 2000. Farmland habitat selection of wintering lesser kestrels in a Spanish pseudoesteppe: implications for conservation strategies. *Biodiversity and Conservation* **9**:433-441.
- Tella, J. L., M. G. Forero, F. Hiraldo, y J. A. Donazar. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel Conservation and European Agricultural Policies as identified by habitat use analyses. *Conservation Biology* **12**:593-604.
- Tella, J. L., M. Pomarol, M. Muñoz, y R. López. 1993. Uso de los mases por las aves y su conservación en Los Monegros. *Alytes* **6**:335-349.





## **CONCLUSIONES**



1. Es importante disponer de datos fiables sobre el tamaño de las poblaciones, pero esta información es muy costosa de obtener. Contrastando los censos exhaustivos de las colonias con conteos breves realizados en éstas, desarrollamos un protocolo de censo de la población reproductora de cernícalo primilla eficiente. Los modelos lineares generalizados mostraron un ajuste muy significativo entre los conteos breves y los nidos reales censados. El periodo de máximo visibilidad de las aves reproductoras ofreció el mejor ajuste estadístico, por lo que se seleccionó como óptimo para el censo. Los conteos y las parejas reales se relacionaron mediante modelos aditivos, permitiendo obtener estimas de número de parejas por colonia para las dos rondas de censo, y los valores máximo, mínimos y medios de las observaciones. Las mejores estimas se obtuvieron con los conteos del primer periodo, con el máximo de los dos conteos y con la media de los dos conteos, generando tablas de fácil consulta para la estima de la población. En términos de eficiencia, sería recomendable hacer el censo en el primer periodo únicamente. Sin embargo, puede ser aconsejable mantener los dos periodos por la variación interanual en la fenología.
2. Conocer el éxito reproductor de una población de una especie amenazada es muy importante pero supone un gran esfuerzo y molestias potenciales para la especie. Con el fin de optimizar este seguimiento, se desarrolló un método de estima para conocer la productividad poblacional y poder detectar variaciones relativas durante un seguimiento a largo plazo. La evolución de la productividad a lo largo de diez años de seguimiento considerando toda la población y sólo las colonias de al menos cuatro parejas estuvo altamente correlacionada, mostrando la validez de las colonias de este tamaño como indicadores de la productividad poblacional. Mediante aleatorizaciones, se extrajeron desde tres hasta cincuenta colonias para cada año, incluyendo sus productividades medias en series temporales desde 1993 hasta 2000 que fueron relacionadas con los datos reales obtenidos por el seguimiento exhaustivo. La curva de acumulación de los coeficientes de

correlación de estas tendencias mostró que pueden obtenerse resultados fiables evaluando la productividad de un mínimo de nueve colonias, aunque el ajuste mejoró hasta veintitrés colonias, donde se estabilizó. El protocolo final de seguimiento de la tendencia de la productividad consiste en estudiar el resultado de la reproducción en al menos nueve colonias compuestas cada una por un mínimo de cuatro parejas.

3. Se ha observado la formación de dormideros comunales de cernícalo primilla durante el periodo estival, desde final de junio hasta principio de octubre (periodo premigratorio). La búsqueda de individuos se extendió fuera del área habitual de la especie, lo que permitió ver que las concentraciones se situaban dentro del área de reproducción pero también en zonas con escasa presencia reproductora o ausente en el momento del estudio. Observaciones previas y posteriores a este estudio sugieren que estas zonas “extraordinarias” de uso pueden servir como zonas de expansión de la población reproductora. Los sustratos seleccionados para pernoctar fueron árboles de distintas especies y estructuras eléctricas, tanto líneas como subestaciones de transporte de electricidad. Las concentraciones fueron muy variables en número de individuos. Algunos dormideros de pequeño tamaño tuvieron una ocupación breve, mientras que los ubicados en subestaciones estuvieron ocupados durante todo el periodo estival.
4. Los dormideros ubicados en subestaciones de transporte de electricidad fueron los más estables en el tiempo, tanto interanualmente como dentro de un mismo verano. En las zonas donde las aves pernoctaban en árboles o apoyos de líneas eléctricas, se observaba fidelidad interanual a la zona pero no necesariamente al emplazamiento concreto. Las subestaciones además llegaron a recoger el 95% de los individuos censados. Por todo ello, estos emplazamientos fueron seleccionados para el seguimiento interanual de la población premigratoria presente en el área de estudio. Se determinó como momento óptimo de censo aquél de máxima ocupación de las subestaciones

en todos los años de estudio, que comprendió la última semana de agosto y la primera de septiembre, siendo recomendable el censo durante la entrada de los individuos al atardecer.

5. Se profundizó en el estudio de los dormideros situados en subestaciones para determinar su importancia para la conservación de la especie. La proporción de edades de las aves concentradas en los mismos mostró una importante presencia de ejemplares adultos, grupo de edad de mayor relevancia para esta especie en términos demográficos, por ser la supervivencia adulta el parámetro más influyente en la dinámica poblacional. Mientras que las poblaciones reproductoras del valle del Ebro han sido sistemática y exhaustivamente marcadas mediante anillas, la presencia de ejemplares marcados en los dormideros fue muy baja (entre 6 y 15% de las aves), lo que indicó que una proporción muy alta de los cernícalos procedía de poblaciones ajenas a ésta. Estos datos, junto con el elevado número de aves congregadas en localizaciones tan puntuales, hacen que estos dormideros sean considerados importantes para la conservación de la especie.
6. Se planteó la posibilidad de identificar las poblaciones de procedencia de los ejemplares en dispersión premigratoria mediante el análisis de isótopos estables ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$  y  $\delta\text{D}$ ) en plumas. Para caracterizar isotópicamente las poblaciones de origen, se muestrearon inicialmente pollos nacidos en las poblaciones ibérica y francesa. El carbono y el deuterio mostraron variación geográfica, respecto a la latitud y la longitud respectivamente, y el nitrógeno respecto a la precipitación acumulada. Sin embargo, a esta escala geográfica los gradientes ambientales de los distintos isótopos no son suficientes para trazar isólinas sobre el área considerada. Las distintas aproximaciones estadísticas para diferenciar poblaciones no permitieron tampoco una clasificación clara, no mostraron diferencias entre las zonas propuestas de acuerdo a la distribución geográfica de la especie ni propusieron

agrupaciones alternativas. Por lo tanto, no fue posible mediante esta técnica mapear isotópicamente la población de cernícalos primillas a escala peninsular ni identificar el origen de los ejemplares congregados en los dormideros premigratorios.

7. La intensificación de cultivos cerealistas tradicionales a sistemas de regadío ha sido identificada como un factor de declive de poblaciones de cernícalo primilla. Se analizó la selección de hábitat de caza de los primillas en una población continua con presencia de ambos sistemas agrarios durante los dos momentos de mayor requerimiento energético de la reproducción, las cebas de cortejo y las cebas a los pollos. El índice de selección empleado (Savage) mostró una clara preferencia por las lindes, en ambos sistemas; estas formaciones de borde fueron amplias y cubiertas de vegetación a lo largo de toda el área estudiada. Aunque la mayor parte de usos del suelo empleados para cazar fueron de sistema tradicional, los cernícalos emplearon campos de regadío, particularmente alfalfa, cuando la cobertura vegetal era escasa; hay que destacar el escaso uso de pesticidas en esta zona. Este estudio muestra que el regadío se puede llegar a compatibilizar con la conservación de una especie esteparia como el cernícalo primilla, siempre y cuando el manejo que se haga sea el adecuado; en este caso debe garantizar una superficie notable de formaciones de margen, con un predominio de cultivos de baja cobertura y bajo porte como la alfalfa y un uso mínimo de fitosanitarios.
8. El seguimiento de los nidos de la población durante diez años ha permitido describir las causas de fracaso reproductor y su importancia relativa. Destaca la depredación en los nidos, que afecta desde huevos y pollos de diferentes edades hasta ejemplares reproductores, afectando entre el 20 y el 39% de los nidos según años. Los principales depredadores, con un incremento importante en los últimos años, fueron las ratas, seguidas en importancia numérica por los zorros. Se observó que la depredación afectaba repetidamente a determinadas colonias, lo que puede permitir plantear

medidas de control de depredadores en los emplazamientos más afectados. La pérdida de pollos por inanición, aunque muy variable a lo largo de los años, ha tenido un papel menor que en otras poblaciones de la especie. Otro factor que afectó a la reproducción y es susceptible de ser regulado fue el desmantelamiento o arreglos en los tejados de las colonias durante el periodo de cría.

9. Los análisis de compuestos organoclorados en huevos no eclosionados recogidos en la población mostraron una notable presencia de estos contaminantes, destacando el DDE y los PCB, a pesar de las restricciones internacionales sobre su uso. Se detectaron relaciones significativas entre algunos de estos compuestos y los índices de espesor y ultraestructura de las cáscaras de los huevos. A pesar de ello, las tasas de eclosión en la población de estudio son altas, y no parece que estos compuestos actualmente sean un limitante importante de la viabilidad de los huevos. En los niveles presentes en la población, los índices descriptivos de las cáscaras no son un indicador fidedigno de la presencia de contaminantes, aunque sí podrían serlo si éstos aumentaran.
10. La mortalidad de ejemplares adultos por depredación se produjo principalmente durante la fase de incubación y afectó a ambos sexos, con mayor incidencia en hembras. También en los nidos, algunas aves reproductoras murieron o fueron recogidas por haber quedado atrapadas dentro de los agujeros, bien por materiales acumulados por otras especies, bien por persecución directa. Dentro de esta persecución directa, hay que incluir casos de muertes por disparos y envenenamientos, además de una proporción considerable de aves cautivas recuperadas (8% de los ejemplares considerados). Otras causas importantes de mortalidad fueron también debidas a la acción humana: en orden de importancia numérica, atropellos, colisiones, intoxicaciones por compuestos organofosforados y electrocuciones. Las colisiones se produjeron contra líneas eléctricas y



aerogeneradores. Causas naturales de mortalidad fueron inanición e infecciones, ambas en proporciones bajas (4 y 2% respectivamente).

11. El riesgo de mortalidad en los dormideros premigratorios ubicados en subestaciones eléctricas se analizó mediante observaciones de comportamiento de vuelo durante la entrada y salida de las aves a diferentes condiciones ambientales y la búsqueda de aves accidentadas en los dormideros y su entorno. Cualesquiera que fueran las condiciones de luz o climáticas durante la entrada o salida de los dormideros, las distancias de vuelo de las aves respecto a los cables u otras estructuras de las instalaciones fueron grandes, por lo que el riesgo de colisión era bajo, si bien las distancias se acortaban a mayores concentraciones de ejemplares. Las regresiones ordinales mostraron que las distancias de vuelo respecto a los cables estuvieron condicionadas por la luminosidad, entendida como la interacción de la hora y la nubosidad, aumentando el riesgo de colisión a menor luz. Las distancias de vuelo respecto a otras estructuras no mostraron una tendencia tan clara, dependiendo sobre todo del dormidero concreto. El escaso número de cernícalos muertos encontrados verificó el bajo riesgo de mortalidad descrito mediante las observaciones. En vista de estos resultados, no se plantearon medidas correctoras concretas, aunque sí se recomienda que se tengan en cuenta de cara a intervenciones, modificaciones, ampliaciones, etc., de subestaciones.

12. Se han descrito los dos periodos de mayor presencia de cernícalo primilla en el área de estudio, la reproducción y la dispersión premigratorio, se han propuesto procedimientos eficientes de seguimiento de la población y se han descrito los principales riesgos a que está expuesta. El siguiente paso es la implementación de esta información en las medidas de conservación de la especie. Esto ya ha comenzado en el caso del censo y el seguimiento de la productividad. Además, los procedimientos aquí desarrollados pueden ser utilizados como herramientas para diseñar protocolos de seguimiento de otras poblaciones, tanto de esta especie como de otras.

## **AGRADECIMIENTOS**



Sé que sois todos los que estáis, pero sé que no estáis todos los que sois; a todos y todas, gracias. Y antes de que se me olvide, debería agradecer la beca de Gobierno de Navarra, que supongo que he disfrutado, complementada para cubrir el resto del tiempo con la beca-contrato, que como su nombre indica no es una beca ni un contrato, pero gracias a la cual puedo escribir ahora esto. El resto de gastos corrieron a cargo de Gobierno de Aragón, Gobierno de Navarra y Red Eléctrica de España.

No sé si por decisión o agotamiento, Pepe Tella tuvo el valor de aceptarme, más provista de cabezonería que de conocimientos. No hay palabras para agradecer todo lo que he aprendido de él, conocimientos, actitudes y valores, ni todo el apoyo que me ha dado, en todo momento y a pesar de todo. No se queda atrás David Serrano, un auténtico hermano mayor que me ha guiado por los tejados, la estadística y muchos buenos ratos. Manuela Forero ha estado aquí al lado desde el principio, antes incluso de hacerse cargo de la codirección de esta aventura. Su aportación a esta tesis va más allá de los contenidos científicos sin ninguna duda; gracias por estar siempre ahí. Álvaro Gajón fue la otra piedra angular en mi deambular por los campos maños, no sólo por su ayuda con el trabajo de campo, también en la vida cotidiana, con una enorme simpatía. No sé qué es mayor, mi agradecimiento o mi admiración por la paciencia que habéis tenido siempre conmigo.

La vida en la mansión de Cinco Olivas y el trabajo de campo habrían sido infinitamente más duros sin toda la gente que ha pasado por ahí. Con Manu Grande comparto toda una historia conjunta, en el campo, con sus alimoches, con mis primillas, por los tejados o con la pólvora, en las penas frente al ordenador... y también litros de mate, horas de charla sobre todas las cosas de la vida, mucha música y buenas risas. La alegría de la casa sin duda ha sido Isa Luque, siempre con una contagiosa risa a punto, lista para quien la necesitara y con todo a punto; gracias, guapa. Dos personas completan el

“núcleo duro” de mi trabajo en el campo, y a ellos les debo en gran medida mi iniciación en estos avatares: Josean Donázar me brindó la primera oportunidad primillera, dándome en todo momento buenos consejos, y no sólo de trabajo; Olga Ceballos, que emana conocimientos y dulzura a dosis iguales (igual que genio cuando la situación lo requiere), me ha enseñado muchísimo y ante todo me ha apoyado y equilibrado mi desesperación en más de una ocasión.

Creo que mis padres se unirán también a este agradecimiento a M<sup>a</sup>Luisa Escobedo y José Tella por adoptarme, adoptarnos, y cuidar de nosotros siempre y a pesar de los sustos y los pequeños desastres. También debo un gran agradecimiento a la familia Serrano Bazán, que no contentos con soportar su propia carga también me apoyaron a mí. Y a los monegrinos que nos brindaron su ayuda, a pesar de ser “los ecologistas”.

Sería imposible agradecer aquí a toda la gente que ha contribuido a conseguir los datos para esta tesis. Sólo hay un modo, remitir a la bibliografía: la tesis de Pepe, la tesis de David y un montón de informes. A algunos de los primeros primilleros he tenido la suerte de conocerles: Rafa López y Rosa, Guillermo Blanco y Javier Blasco. Luego vinieron Almudena, Francis, Luis, Joaquín, Cani, Tania, Ainara, Lara, Gui, Miguel, José Antonio Pinzolas, Ana Anechina y Toño Ibáñez, F.J. Moreno Monje y los guardas de Aragón, Perico y los guardas navarros, Alberto, Juan Carlos, Cani, Lander, Jose A., Paz y Carmelo... Gracias también a Patxi y resto de gente de REE por su ayuda.

Con Jesús Mari Lekuona tuve mis primeros contactos bicheros, y desde entonces siempre me ha ayudado en todo. Enrique Castién me brindó la primera opción de tesis y me echó una buena mano para que la definitiva fuera posible. Fermín Urra me enseñó mucho en el campo, en esos mismos comienzos, y me introdujo en el grupo de carnívoros. Un mes al lado de Jacinto Román puede ser muy instructivo... en muchos sentidos. Y un mes en Doñana da para hacer buenos amigos: Marta, Carmen, Joaquín, Luis, Fran, Isaac, Rafa...

En la cara sevillana de la historia también hay mucha gente. Primero, mi agradecimiento a todo el personal que se ha ocupado de facilitar las cosas en el Pabellón del Perú. Tengo que agradecer muchas ayudas con la estadística, diseños de proyectos y demás menesteres: Roger Jovani, Javier Seoane, Néstor Fernández, Paola Laiolo, Dani Oro y Giacomo Tavecchia, Guyonne Janss, Paz Azkona y Carmelo Fernández, Enrique Collado, David Aragonés, Julio Blas...

La vida por aquí fue más fácil gracias a fantásticos compañeros de piso. Ana Píriz siempre ha estado dispuesta a permitir que rompiera sus casas. Rosa Soldán me ayudó a ver desde el principio que la vida en Sevilla era algo más que nuestra burbuja. Luego vino la casita, una pintoresca pensión con gran oferta lúdica, desde timbas de mus a clases de sevillanas, siempre llena de sorpresas, sobre todo para sus inquilinos... Grandes recuerdos junto a Manuela, Néstor, Begoña. Manuelita ha sido ya mi compañera de piso por excelencia y una gran amiga. La convivencia con Bea Jáñez fue breve pero intensa, mi querido maridito. Guillermo López Zamora entró en mi vida por la puerta monegrina y ha seguido en ella en el sur; gracias por cuidarme mejor que nadie, por ser tan paciente y generoso.

En el segundo hogar, Bego siguió siendo mi vecina preferida. Tuve la suerte de acabar al lado de Roger, gran cerebro, paciente maestro, asesor estético-científico y de la vida... ¿seré capaz de pensar sin tenerte cerca? Cris Fuentes ha sido fantástica, poniéndome los puntos sobre las íes siempre que ha hecho falta, pero también haciéndome reír infinito. A Tania, recién la conocí la abandoné frente a un tejado, en medio de un campo donde seguro que no iría el agricultor... o sí; de revancha me hizo mateadicta. Francis Hernández me ha mostrado la cara más bella de la naturaleza; a él se debe lo más bonito de esta tesis (con el toque final de Aniceto, Manolo y la gente de Minerva). Alex es alguien tan especial que tiene algo para que todo cambie de color y nada sea aburrido; gracias. Ana, Carlos, Julio, Sonia, Héctor y Ana, Maritxu, Matthias, Martina, Paola, Philippe, Eva y Jaito, Gema G., Enrique "Penas", Raquel,

Carola, Marta, Jose Sarasola, Marcelo, Cris G., Jérôme, David A. y Pilar, Godoy, Ainara, Laura y Dani, Jofre... han hecho mucho más alegre esta tesis, sin olvidar a toda la comunidad precaria.

Entre el agradecimiento y el elogio, un aplauso para mis amigos los que nada tienen que ver con el mundo de la biología (o sí), que desde Navarra, Zaragoza, Sevilla o los lugares más recónditos me han animado tanto todo este tiempo. Raúl, siempre solucionando mis entuertos, Nerea poniendo sensatez y colaborando a la locura, Idoia, Silvia y Jose Martínez. siempre alentando, y Ainhoa, Rafa, Joako, Paula, Oskar, mis chicos Dani, David, Eneko y Miguel, la familia Sauerwien-Welss; Manuel, Irene y Santi; Dolors, Vanessa, Jose R., Maite, Georgina, Nigel, Antonio, Isabel, Manolo, Aniceto... Seppo fue el primero en devolverme la cabeza. Aunque la peor parte se la ha llevado Costa; ¿y lo que nos hemos reído en esos momentos niña del exorcista? Pero sin Rober e Itzi, dudo que mi cabeza hubiera llegado tan lejos.

Entre mis tesoros, una familia fantástica. Ana siempre tiene hueco en casa para mí... y las “muestras” o trozos de obras que me acompañan. Marina sabe como nadie envolverte entre bromas para saber más de lo que le quieres contar y apoyarte. María, PJ, Izaskun, Leyre... y a todos gracias.

El apoyo de mis padres ha ido desde el trabajo de campo (en sentido literal) al suministro gastronómico a distancia de la fresquera. Carmen, M<sup>a</sup> Eugenia, Ángel, Loles, Oscar y también Isabel, Fernando, Juan Carlos y Amaia, han sido fundamentales, por su ayuda con la tesis, por sus consejos, por sus ánimos, por mantenerme con los pies en la tierra y recordarme siempre qué es lo importante. Gracias a todos por aguantar mis pulgas, las malas y las de verdad. Y para el final, la mejor prenda. Vuestra mera existencia ha sido la mejor ayuda, el apoyo más sólido. Gracias. Sois lo mejor de mi vida. Siento no haber estado con vosotros todo el tiempo que habría deseado, pero vosotros sí habéis estado conmigo. María, Carlos, Ana, Laura, Maite, M<sup>a</sup> Pilar, Elena, Isabel, Peru y Ángel, ¡por vosotros!



White  
House, 1899.

S. J. de.



