



Ecología y dinámica poblacional de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en España



Francisco Buenestado Malfeito

Tesis Doctoral

TITULO: *ECOLOGÍA Y DINÁMICA POBLACIONAL DE LA PERDIZ ROJA
(ALECTORIS RUFA) EN ESPAÑA*

AUTOR: *Francisco José Buenestado Malfeito*

© Edita: UCOPress. 2018
Campus de Rabanales
Ctra. Nacional IV, Km. 396 A
14071 Córdoba

[https://www.uco.es/ucopress/index.php/es/
ucopress@uco.es](https://www.uco.es/ucopress/index.php/es/ucopress@uco.es)

ECOLOGÍA Y DINÁMICA POBLACIONAL DE LA PERDIZ ROJA
(*Alectoris rufa*) EN ESPAÑA

Memoria Presentada por
Francisco Buenestado Malfeito
para optar al grado de Doctora

Vº Bº de los Directores

Dr. Rafael Villafuerte Fernández

Dr. Francisco Sánchez Tortosa

Universidad de Córdoba
Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos
(CSIC-UCLM-JCCM)

ÍNDICE

RESUMEN

ABSTRACT

1 ESTRUCTURA DE LA TESIS

2 OBJETIVOS

3 METODOLOGÍA EMPLEADA

3.1. Área de estudio y estructura del paisaje

3.2. Captura y manejo de los animales

3.3. Radioseguimiento

3.3.1. Errores y metodología de radio-seguimiento en el área de estudio.

3.3.2. Tipos de errores y efecto de los radio-emisores

3.3.3. Análisis composicional en los estudios de selección de hábitat

3.3.4. *Micromort*

4 CAPÍTULO 0 REVISIÓN SOBRE LA SITUACIÓN ACTUAL Y PROBLEMAS DE CONSERVACIÓN Y GESTIÓN DE LA PERDIZ ROJA EN ESPAÑA

La perdiz roja y su situación actual

4.1. Distribución, taxonomía y otros aspectos de su biología

4.2. Densidades y tendencias demográficas

Problemas que afectan a su conservación

4.3. Cambios del uso del hábitat

4.4. Depredación y control de depredadores

4.5. Enfermedades

4.6. Gestión cinegética

4.6.1. Presión cinegética

4.6.2. Seltas

4.7. Cambio climático.

4.8. Importancia de los estudios de supervivencia y el radioseguimiento como técnica empleada

Bibliografía.

5 CAPÍTULO 1 ECOLOGÍA ESPACIAL

Habitat selection and home range size of red-legged partridges in Spain.

6 CAPÍTULO 2 SUPERVIVENCIA Y MORTALIDAD

*Survival and causes of mortality of wild red-legged partridges (*Alectoris rufa*) in southern Spain: implications for their conservation.*

7 CAPÍTULO 3 ESTUDIO EPIDEMIOLÓGICO

Descriptive study of an avian pox outbreak in wild red-legged partridges (Alectoris rufa) in Spain.

8 SÍNTESIS GENERAL Y CONCLUSIONES

ANEXO:

Self-injury and capture myopathy in net-captured juvenile red-legged partridge with neckace radiotag.

RESUMEN

La perdiz roja está clasificada como SPEC categoría 2 (Species of European Conservation Concern) basado en el marcado declive de sus poblaciones y su limitada área de distribución, siendo más acusado este descenso poblacional durante la última mitad del siglo XX. La calidad del hábitat juega un papel importante en la dinámica poblacional de muchas especies, entre ellas la perdiz roja. Utilizando la técnica del radiotracking (primer estudio que utiliza esta herramienta en poblaciones silvestres), se han monitorizado diferentes poblaciones distribuidas en 4 áreas de estudio del sur y centro de España. El amplio espectro de ambientes que se corresponde con el mayoritario por el que se distribuye la especie, nos ha permitido averiguar las variables ambientales que más influyen en la ecología espacial de la especie así como analizar las causas de mortalidad, factores importantes en la dinámica de sus poblaciones, pudiendo extraer conclusiones relevantes para la mejora de su gestión, como principal objetivo.

Se ha analizado la selección de hábitat a dos niveles: área de campeo y área de estudio. Igualmente se averigua cuáles son los descriptores del paisaje que influyen en el tamaño de las áreas de campeo. Se estudia si existen diferencias según el sexo, la edad, condición física, estación del año o entre noche y día. Especial importancia ha tenido el nivel de comparación entre fincas agrícolas muy manejadas y aquellas con características opuestas a la hora de establecer conclusiones para la gestión.

La intensidad de la selección de hábitat se ve influenciada por el tamaño de parche en las diferentes áreas de estudio.

Se han encontrado cuatro causas de muerte: caza, depredación, enfermedad y traumatismo. La condición física, la diversidad de vegetación y la cantidad de lindes afectan favorablemente a la supervivencia de la perdiz roja, estando asociadas

negativamente estas dos últimas variables con la mortalidad por depredación y enfermedad. Las enfermedades pueden jugar un importante papel en la dinámica poblacional de la perdiz roja,

El capítulo 3 constituye el primer estudio epidemiológico de un brote de viruela aviar realizado en una población silvestre de perdiz roja, y que se localizó en una de las cuatro áreas de estudio donde predomina la agricultura, con alta densidad de perdiz y muy gestionada cinegéticamente. Afectó al 41% de los juveniles.

En los estudios de los animales en los cuales se emplea la técnica de radiotracking y estos son sometidos a un manejo previo, es necesario conocer los posibles efectos negativos derivados de este manejo y su posible influencia en la información que se trata de obtener. Se concluye como factores de riesgo el ajuste del radioemisor, en nuestro caso el cuello de los animales, las condiciones climáticas y el método y tiempo de captura, lo cual sería interesante tener en cuenta en posteriores estudios.

ABSTRACT

Red-legged partridge is classified as SPEC category 2 (Species of European Conservation Concern) based on its marked population declines and because its distribution is limited, being this population decline more pronounced for the half past of the 20th century. The habitat quality plays an important role in the population dynamics of the species, enough to red-legged partridge. Using the radio tracking technique (first study which uses this tool in free-living populations), different populations distributed in 4 study areas in southern and central Spain have been monitored. The wide spectrum of environments corresponding to the main where the species is found, has enabled to find out the environmental variables that more influence the spatial ecology of the species as well as to analyse the causes of mortality, important factors in the dynamic of its populations, being to extract important conclusions for the improvement of its management, as main target.

The habitat selection has been analysed at two levels: home range and study area. By the same token it is figured out which are the landscape descriptors that influence the size of the home range. Possible differences depending on gender, age, body condition, and season or between night and day are studied. Of particular importance has been the comparison level between much handled agricultural properties and those with opposite characteristics when stablishing conclusions concerning the management. The intensity of habitat selection was affected by the average path size in each study area.

Four causes of death have been found: hunting, predation, disease and trauma. The body condition, the diversity of vegetation and the number of edges favourably affect the survival of the red-legged partridge, being negatively associated the last two variables with predation mortality and disease. Diseases play an important role in the population dynamic of the red-legged partridge.

This is the first epidemiological investigation into an outbreak of avian pox in a free-living red-legged partridge population (chapter 3), located on one of the four study areas where agriculture predominates, with high density of red-legged partridges and synergistically well-handled. It affected 41% of the young partridges.

Studies on animals whereby radiotracking technique is used and which are subjected to a previous management, it is necessary to know the potential negative effects derived from this management and its potential influence in the information that is sought. Therefore, it is concluded that factors such as the radio transmitter adjustment, in our case the neck of the animals, the weather conditions and the method and timing of capture are risk factors, which would be interesting to keep in mind for further studies.

1 ESTRUCTURA DE LA TESIS

Esta Tesis doctoral consta de un capítulo introductorio, tres **Capítulos Temáticos** que constituyen el cuerpo de la tesis, un anexo con un artículo relacionado y una **Síntesis General y Conclusiones**.

En el capítulo introductorio se ha realizado una revisión de la situación actual de conocimientos de la perdiz roja en relación a los principales problemas que han afectado o afectan a la dinámica de sus poblaciones. Este capítulo se está elaborando actualmente para su posterior envío como artículo de revisión a revistas especializadas.

Los tres capítulos siguientes se corresponden con el texto íntegro en inglés de los manuscritos publicados en revistas internacionales y que se presentan precedidos por un resumen en castellano.

El Anexo consta de un artículo científico publicado sobre el efecto del manejo en las perdices radiomarcadas, fruto del seguimiento y monitorización en las áreas de estudio. No se ha incluido entre los artículos científicos contenidos en los capítulos precedentes por tratarse de un estudio transversal al contenido central de la tesis.

Finalmente, se exponen las conclusiones y una síntesis general sobre los resultados obtenidos en esta investigación de cara a la mejora de la gestión y conservación de las poblaciones de perdiz roja silvestre.

2 OBJETIVOS

El objetivo principal de esta tesis ha sido profundizar en el conocimiento de algunos aspectos de la biología de la perdiz roja que pueden resultar relevantes de cara a la gestión y conservación de sus poblaciones silvestres. Concretando este objetivo general, se ha pretendido evaluar o estudiar:

- 1) La selección de hábitat en zonas representativas de su área de distribución en las que se dan diferentes tipos de gestión, modalidades de caza o ausencia de ellas. Se ha hecho especial hincapié en el conocimiento de:
 - a) Factores espacio-temporales y de condición que influyen en el tamaño de las áreas de campeo.
 - b) Factores de riesgo para la perdiz asociados con la agricultura y su posible relación con el papel que ha podido jugar la evolución agrícola en España.
- 2) Causas de mortandad, estudio de la supervivencia y factores ambientales y de condición que influyen en la misma.
 - a) Por un lado se analiza el efecto de la edad, el sexo o la estacionalidad y por otro se evalúa la incidencia de las diferentes variables paisajísticas y de condición (bloque anterior) en la mortalidad y en cada causa específica de mortalidad. Para ello el análisis se realiza desde tres perspectivas; comparando los animales supervivientes con los muertos por cada una de las tres categorías principales como son la caza, depredación y enfermedad.
 - b) Profundizar en algunas causas que pueden ser factores importantes de regresión de las poblaciones de perdiz roja y que no se habían estudiado en España como es el estudio epidemiológico y efectos en la población del virus de la viruela aviar.

- c) Por otro lado, de cara a minimizar los efectos negativos que suponen las capturas y manejo de los animales que se van a estudiar, se analizan las aves muertas por miopatías u otras causas derivadas de su manipulación, fundamentalmente los individuos juveniles que suelen ser los más vulnerables.

3 METODOLOGÍA EMPLEADA

3.1. Área de estudio y estructura del paisaje

En España la perdiz roja se localiza ocupando gran variedad de ecosistemas, fundamentalmente dentro del ámbito mediterráneo y especialmente en los agro-sistemas diversificados en cuanto a cultivos y restos de vegetación natural se refiere (Blanco-Aguar et al. 2003). Se tuvo en cuenta a la hora de la elección del área de estudio que ésta se encuadrara dentro de las zonas más representativas de su distribución actual y cuyos rasgos paisajísticos fuesen los típicos con los que se suele asociar la especie. Por otro lado, se intentó que el grado de intensidad de manejo por parte de los gestores fuese diferente en las zonas elegidas para poder evaluar los efectos del mismo en las poblaciones de perdiz. En la Fig. 3 se localizan las zonas de estudio, así como una representación del tamaño de parche en cada área y que constituye una de las variables paisajísticas que más puede influir en la ecología de la especie.

Como descriptores del paisaje se obtuvieron una serie de variables recurriendo a la información obtenida en el campo y a la utilización de fotografías aéreas digitalizadas obtenidas del Ministerio de Agricultura (SIG OLEICOLA, 1988), escala 1:33.000. La buena precisión de las fotografías aéreas (resolución espacial de 1 m / píxel) nos ha permitido la identificación de las principales características del paisaje (Scozzafava & De Sanctis, 2006). Se ha utilizado el programa ARCVIEW, para la caracterización y delimitación de las diferentes parcelas de cultivos y vegetación así como la ubicación de las localizaciones de las perdices. En la Tabla 1 se exponen las variables ambientales de cada zona.

Tabla 1. Variables del paisaje. *(Se realizaron 3 encuestas a cada uno de los 15 agricultores consultados para que evaluaran con una puntuación de 0 a 10 cada tipo de cultivo en función del 1) grado de manejo como la cantidad de tipos diferentes de

actividades que requiere el cultivo, 2) tiempo empleado en las mismas y 3) grado de molestias de dichas actividades sobre la perdiz. Se obtuvo así para cada cultivo un valor promedio “m” de molestias derivado de las encuestas. Finalmente se confeccionó un índice de molestias para cada área de campeo de las perdices estudiadas; $M = \Sigma (\text{superficie cultivada} * m/10) / \text{superficie área de campeo (ha)}$.

VARIABLES	DESCRIPCIÓN
Tamaño medio de parche	Superficie media de parcela (ha).
Índice de borde	Longitud de borde entre dos zonas de vegetación / superficie del área de campeo.
Índice de diversidad de vegetación	Shannon-Weaver
Área de campeo	Mínimo polígono convexo (95%, ha), (como variable dependiente)
Índice agrícola	Superficie disponible de cultivo / superficie del área de campeo
Índice de matorral	Superficie disponible de matorral / superficie del área de campeo
Condición física	ANCOVA, donde el peso es la variable dependiente, el sexo como factor fijo y la longitud del tarso como covariable
Sexo	
Índice de molestias	Encuestas*

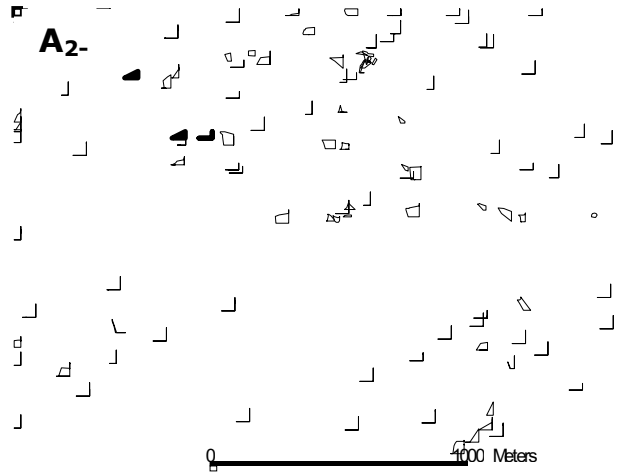
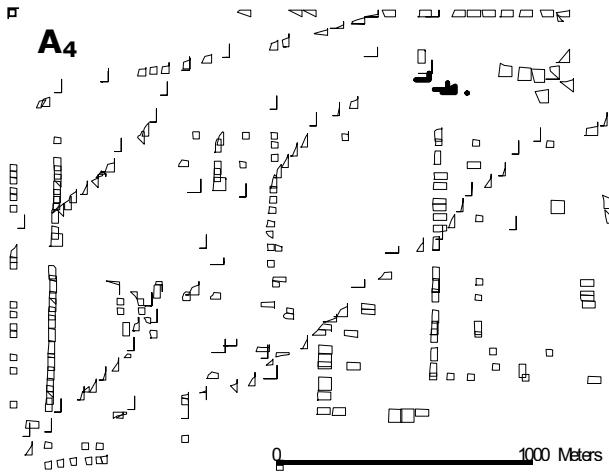
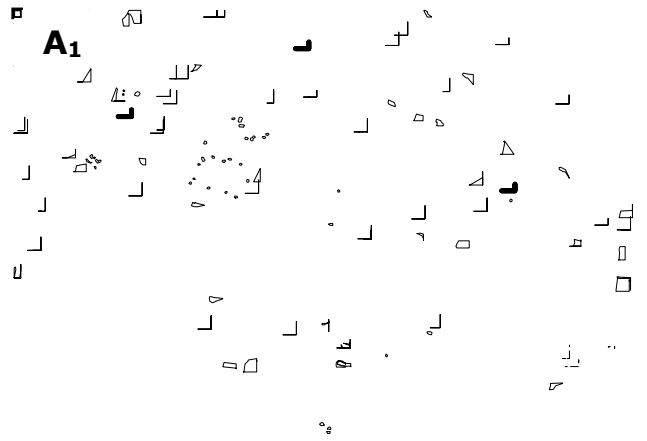
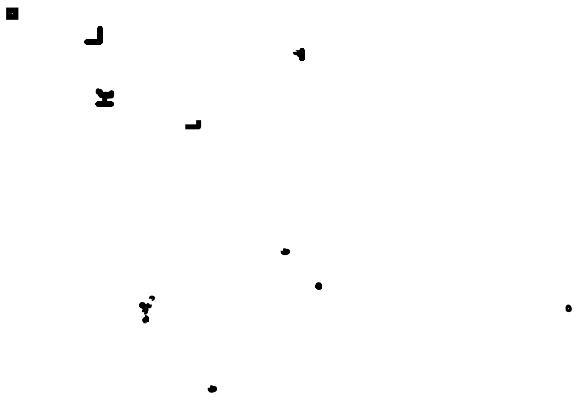


Fig. 3. Áreas de estudio mostrando el tamaño de parche y el tamaño de tres áreas de campeo representativas.

3.2. Capturas y manejo de los animales

En A1 las capturas se realizaron durante la noche utilizando redes y linternas o focos, método utilizado por los furtivos en la comarca y que es factible en aquellos lugares despejados de vegetación o bien si ésta presenta muy escaso porte. A veces se emplearon visores nocturnos para detectar a las perdices, pero en la mayoría de las ocasiones el avistamiento se producía gracias a los focos tras batir el terreno. Este método ha sido empleado también por otros autores, por ejemplo en la captura de perdices grises (Bro et al., 1999).

Normalmente las aves permitían una aproximación de hasta dos a cinco metros de ellas desde donde se les lanzaba la red. En A2, A3 y A4 las características del terreno no permitieron utilizar este eficaz método de captura por lo que se emplearon cajas-trampa, las normalmente usadas en los cotos para capturar urracas, y a las cuales se les introducía como reclamo un macho de perdiz y/o alimento (trigo). Dentro de las limitaciones impuestas por estas diferentes metodologías de captura, se intentó en la medida de lo posible que éstas fuesen al azar y que la muestra fuese representativa de la población a estudiar.

Una vez capturados los animales se les metía en bolsas de tela y se procedía a la toma de datos biométricos, peso, extracción de sangre, colocación de una anilla y del radio-emisor de 9 g (Biotrack, Dorset, UK), y finalmente se fotografiaba. Tras este manejo llevado a cabo normalmente por dos personas y que duraba entre 15-20 minutos se soltaba el ejemplar en el sitio de captura. Una vez acabada la sesión de capturas se procesaba la sangre para la obtención de parámetros como hematocrito, proteínas

plasmáticas y recuento de células sanguíneas (Tournut et al., 1971; Rico et al., 1977; Rodríguez et al., 2004). En el material y métodos de los capítulos se detalla la metodología analítica empleada. La determinación de la causa de muerte de los animales se hizo contrastando los indicios encontrados en el campo con los resultados de las necropsias en el laboratorio.

3.3. Radioseguimiento

3.3.1. Errores y metodología de radio-seguimiento en el área de estudio.

Independencia de los datos: La obtención de las localizaciones de las perdices se realizó uniformemente para evitar así la auto-correlación de los datos. Como cada localización tiene tres dimensiones, dos espaciales y una en el tiempo, y teniendo en cuenta que cuanto más seguidas se obtengan unas de otras menos posibilidades habrá de que éstas sean estadísticamente independientes, no se tuvieron en cuenta por tanto las comprendidas en intervalos menores de 7 horas (se supuso por bibliografía un tiempo similar obtenido para otras especies similares y que viene a considerarse como el tiempo necesario para que el animal pueda recorrer su área de campeo, Lee *et al.* 1985). Se evitó así la subestima del tamaño del área de campeo al estar la magnitud del error relacionada con el grado de dependencia de los datos.

Número mínimo de localizaciones: necesario para la estima fiable del área de campeo. Cantidad a partir de la cual un mayor número de localizaciones no varía significativamente el tamaño del área de campeo. Se obtuvo así la asíntota para cada zona de estudio, de forma que los animales con menos localizaciones que los que indicaba la asíntota se descartaron del análisis de las áreas de campeo. Como el radio-seguimiento fue prácticamente diario la única causa de no obtención de suficiente información fue la muerte del animal.

Tiempo de triangulación: Se realizaron dos localizaciones consecutivas para la estima de la posición del animal. El tiempo empleado entre una y otra fue el mínimo posible para evitar errores por movimiento del animal, por lo que tiempos superiores a 8 minutos no se tomaron como válidos y se repitieron.

Ángulo de triangulación: Tras la triangulación lo que se obtiene es un área probable donde se encuentra el animal y no un punto, por lo que cuanto más se aproximen a un ángulo recto las direcciones obtenidas con las dos localizaciones consecutivas esta superficie será menor al igual que el error cometido. En nuestro caso se descartaron ángulos que no estuviesen comprendidos entre los 60°-120°.

3.3.2. Tipo de errores y efecto del radio-marcaje en los animales

Existen numerosos trabajos que analizan los efectos de las marcas y radio-emisores en los animales estudiados, así como el efecto del manejo previo del animal desde la captura a la suelta (p. ej. Murray & Fuller 2000; Marco et al., 2006; Ponjoan et al., 2008; Barron et al., 2010; Brandon et al., 2013). Por un lado, la creciente sensibilidad de los comités éticos de las revistas cada vez más exigentes, así como el conocimiento del sesgo que pudiera haber en la información obtenida, hacen que sea este un aspecto cada vez más relevante. Los efectos se pueden producir a corto y largo plazo y a su vez pueden afectar más o menos a los animales en función del sexo, la edad, la fase del ciclo biológico, el tipo y duración del manejo previo y por supuesto el tipo de radio-emisor (peso, color) y dónde va anclado. Por lo tanto, previamente a la realización de un estudio de radio-seguimiento se hace necesario tener en cuenta los efectos y tipo de sesgo que pueden provocar en la información que se pretende recoger a fin de minimizarla. La colocación de emisores puede afectar a comportamientos tales como la actividad de forrajeo o al tiempo empleado al acicalamiento del plumaje, etc., (Bohus, 1974; Hooge, 1991, entre otros). En otros casos el animal puede ser depredado

más fácilmente, si las marcas lo hacen más detectable o más capturable o bien puede provocar el abandono de la incubación o de los pollos (Horton & Causey, 1984). Sin embargo, otros efectos pueden ser más graves provocado incluso la muerte del animal; así por ejemplo las liebres son muy sensibles pudiendo sufrir un *shock* tras la captura (Keith et al., 1968). Por tanto, es normal entre los investigadores no tener en cuenta para el cómputo de la supervivencia, las muertes de los animales durante los primeros días de seguimientos por si se debe al efecto del manejo o inadaptación a la marca. En nuestro caso, debido a que con frecuencia se ha intentado visualizar a las aves radio-marcadas, se ha podido comprobar que en algunas ocasiones la última perdiz del grupo en salir volando era la que portaba el radio-emisor. Por otro lado, en uno de los ojeos se llegó a capturar a carrera a un macho con radio-emisor, sin haber sufrido heridas por disparo, lo que nos hace pensar que en condiciones extremas de esfuerzo físico, el radio-emisor puede suponer un cierto *hándicap*. Al objeto de minimizar el efecto o sesgo en la información recogida por la técnica empleada, todas las perdices muertas entre los primeros 9 días han sido eliminadas de los análisis. Por otro lado, el mínimo peso de los juveniles considerado para la colocación del radio-emisor de adulto ha sido de 250 gr.

Finalmente, respecto al error de radio-localización (detallado en los capítulos) ha sido mucho menor que la superficie media del tamaño de las parcelas en las diferentes zonas de estudio.

3.3.3. Análisis composicional en los estudios de selección de hábitat

En las últimas década el análisis composicional constituye el método más usado en los estudios de selección de hábitat y numerosos trabajos y revisiones críticas muestran las ventajas y desventajas de esta metodología, de las que no están exentas otras metodologías estadísticas (p. e. Aebischer et al., 1993 a b; Elston et al., 1996;

Pendleton et al., 1998; Jones, 2001). Anteriormente, uno de los errores que se cometía era el de la pseudo-replicación o independencia de los datos. Normalmente, se comparaban el número de localizaciones observado con el esperado mediante tests de X^2 con el objeto de comprobar si la distribución era al azar o no, o bien para establecer diferencias entre animales o entre grupos de animales. El problema reside en la intensidad diferencial de muestreo si los datos se agrupan, pudiendo conllevar cierto sesgo, así como que tratan las localizaciones como datos independientes obviando el problema que supone la complementariedad de las proporciones, es decir, la evitación relativa de un hábitat provoca la preferencia relativa de otro ya que las proporciones de uso no son independientes al sumar la unidad. Estos dos problemas se solventaron mediante la comparación de rangos y estableciendo ordenaciones de los valores de uso y disponibilidad para cada individuo (Jonson, 1980). El análisis composicional es una extensión del análisis multivariante de la varianza siendo más preciso que la simple ordenación a la vez que evita la pseudo-replicación y la complementariedad de las proporciones, permitiendo el análisis de las covarianzas (Aebischer et al., 1993).

Esta técnica usa variables categóricas, normales, siendo el individuo la unidad experimental. Cada hábitat es relacionado con el uso del resto de hábitats, pero utilizando el logaritmo, lo que se conoce como “log-ratio” y de esta forma se acotan los valores resultantes de lo usado y disponible, pues, si solo se utilizara el cociente U/D, los hábitats muy usados podrían tener valores muy elevados. Mientras que en los evitados su valor podría oscilar entre cero y uno. De esta forma la preferencia por un hábitat determinado viene dada por la diferencia entre los log-ratios de uso y disponibilidad en tanto que si la diferencia es cero los hábitats son seleccionados igualmente. Esto se puede comprobar estadísticamente utilizando el estadístico Λ de

Wilk o bien mediante la *t* de Student y ver si las preferencias difieren de cero para cada par de hábitats, obteniéndose una ordenación de los hábitats según las preferencias.

Por otro lado, la selección de hábitat se puede estudiar a diferentes escalas y entre las escalas más utilizadas en los estudios de selección se encuentran los dos niveles estudiados en esta tesis:

- Nivel de área de campeo: aquí el usado lo constituyen las localizaciones (*buffers* con una superficie equivalente al error de la radio-localización) y el disponible sería el área de campeo, más exactamente el mismo número de localizaciones que el usado pero repartidas al azar dentro del polígono que delimita dicho área de campeo.
- Nivel de área de estudio: el usado es el área de campeo del animal y el disponible la proporción de hábitats de treinta áreas de campeo similares para ese animal y repartidos al azar dentro del área de estudio.

La utilización de *buffers* en los estudios de selección tiene la ventaja, frente a los puntos (un hábitat) de que conlleva un aumento de la precisión en los resultados finales ya que con el uso de puntos aumenta la probabilidad de rechazar la hipótesis nula de que el uso del hábitat sea al azar (Rettie & McLoughlin, 1999). Por otro lado, se gana precisión si las localizaciones (*buffers*) tienen un área menor que el tamaño medio de parche del área de estudio, como ocurre en nuestro caso.

La mayoría de las localizaciones de las perdices se obtuvieron mediante triangulación y solo un tercio mediante GPS tras la visualización del animal. Para la conversión de los datos a coordenadas UTM se utilizó el programa TELEM y para la confección de las áreas de campeo el programa RANGES V. (Kenward & Hodder, 1996).

3.3.4. *Micromort*

En un principio, la incidencia de una causa de mortalidad en los estudios de radio-seguimiento se determinaba como el número de muertes producido por esta causa expresado en porcentajes (p.e. Trent & Rongstad, 1974), siendo ésta una forma apropiada. Sin embargo, es frecuente que dentro de un mismo estudio, se marquen animales en diferentes periodos de tiempo y por tanto no sean simultáneos, por lo que el tratamiento de los datos a la hora de calcular las tasas de supervivencia puede conllevar errores en la comparación entre individuos (Heisey & Fuller 1985). Así, se pueden sobreestimar las tasas cuando se marcan animales al principio y a mitad de un periodo de estudio y hay animales que mueren al principio. Por otro lado, si las tasas diarias de supervivencia no son constantes entre intervalos de tiempo puede ocurrir que aquellos intervalos dentro de un mismo periodo con mayor tamaño muestral influyan más en las estimas que otros. Para evitar estos tipos de errores Heisey & Fuller (1985) crean el programa MICROMORT que se basa en dos asunciones importantes: i) las tasas diarias de supervivencia así como las tasas de mortalidad para cada causa dentro de un mismo intervalo son constantes y ii) todos los individuos dentro de una misma clase, como puede ser la edad, sexo, etc., tienen la misma probabilidad de sobrevivir o morir. O sea, para cada clase, cada día de estudio (cada radio-día) representa un valor independiente a los demás. Así la tasa diaria de supervivencia (la probabilidad de que un individuo sobreviva un día) viene dada por la siguiente expresión:

$$S = (X_i - Y_i) / X_i$$

Donde X_i es el número de radio-días, e Y_i es el número de muertes en el periodo de i días de duración.

Este programa utiliza las series de Taylor para el cálculo de los errores estándar y los intervalos de confianza por medio de 500 simulaciones utilizando el método de

Monte Carlo, por lo que el parámetro de supervivencia presenta una distribución normal. El estadístico en la comparación de las tasas es Z que viene dado por:

$$Z = \frac{s_1 - s_2}{\sqrt{v_1 + v_2}}$$

Donde s_1 , s_2 , v_1 y v_2 son las tasas de supervivencia y las varianzas a comparar.

4 CAPÍTULO 0 REVISIÓN SOBRE SITUACIÓN ACTUAL Y PROBLEMAS DE CONSERVACIÓN Y GESTIÓN DE LAS POBLACIONES DE PERDIZ ROJA

La perdiz roja y su situación actual

4.1. Distribución, taxonomía y otros aspectos de su biología

La perdiz roja (*Alectoris rufa*) es una especie mediterránea endémica del suroeste de Europa perteneciente al orden Galliformes y a la familia de las Fasiánidas. De origen paleártico (parece ser que la Península Ibérica fue el centro y origen geográfico de la especie), como los demás miembros del género *Alectoris*, es muy posible que su área de distribución natural fuese en otros tiempos más amplia que la actual, llegando a desaparecer de algunos países centroeuropeos por posibles cambios relacionados con el clima (Voous, 1960) y por ello restringiéndose su presencia hoy día hacia latitudes más meridionales: Península Ibérica e Islas Baleares, los dos tercios meridionales de Francia, Noroeste de Italia, Liguria, islas de Elba, Córcega, Montecristo y Balcanes (BirdLife International. 2016). La especie se introdujo en Reino Unido hacia 1770 con perdices procedentes de Francia, distribuyéndose actualmente por las regiones del sureste, siendo por tanto estas poblaciones como las existentes en Las Canarias, Madeira y Azores, consecuencia de antiguas introducciones exitosas, si bien en algunos casos su origen no está totalmente claro. Escaso éxito han tenido las introducciones en Estados Unidos, Nueva Zelanda y Centro Europa (Blanco-Aguilar et al., 2003).

La taxonomía del género *Alectoris* ha sido muy controvertida, fundamentalmente a nivel de subespecie, debido a la propia diversidad del grupo, así como por la intervención del hombre en su distribución. Para algunos autores el grupo es buen ejemplo de especiación imperfecta como lo demuestra la existencia de híbridos

en algunas zonas de contacto entre perdiz griega y roja, y entre perdiz griega y perdiz chukar (Blondel, 1986).

Actualmente se admite la existencia de tres subespecies con respecto a la perdiz roja: *A. rufa rufa* que se distribuye por Francia e Italia; *A. rufa hispanica* en la mitad noroccidental ibérica y *A. rufa intercedens* en la mitad suroriental de la Península (Snow & Perrins, 1998).

Desde el punto de vista del comportamiento y la reproducción, la perdiz roja es un claro ejemplo de estrategia de la “r”, basando la viabilidad de sus poblaciones en una alta tasa reproductiva que compense la alta mortalidad de huevos, pollos y adultos. Normalmente está considerada como especie monógama y de comportamiento gregario durante gran parte del año, aunque se pueden dar casos relativamente frecuentes de poliginia y poliandria (Cramp & Simmons, 1980). Realizan una puesta de unos 12 huevos de media y en el caso de pérdida pueden llevar a cabo otra de reposición que suele ser de menor número. En otras ocasiones determinadas hembras pueden tener dos puestas consecutivas, ocupándose el macho de la incubación en el primer nido, aunque en ambos casos la eclosión se produce de forma casi simultánea; esto ha ocurrido en una de las poblaciones monitorizadas en esta Tesis. La incubación suele durar 23-24 días y la fertilidad de los huevos en campo suele estar en torno al 90%, aunque la cada vez más frecuente utilización de xenobióticos ha disminuido el porcentaje, siendo el progresivo aumento de los pesticidas una de las causas del declive poblacional de muchas especies asociadas a los agro-ecosistemas (Pain & Pienkoswki, 1997; Boatman et al., 2004). Depredación o molestias agrícolas suelen ser las causas más frecuentes de pérdidas de las puestas (Casas & Viñuela, 2010), variando la intensidad en función del tipo y calidad de hábitat, así como de la gestión. Durante el primer mes de vida de los pollos la mortalidad suele ser alta, superando en ocasiones el 50% y cobrando especial

importancia durante esta fase el efecto de las condiciones meteorológicas (granizadas, lluvias torrenciales, temperatura), lo cual afecta de forma directa o indirectamente a las densidades y dinámica poblacional de la perdiz roja así como de muchas otras galliformes (Hermes et. al., 1983; Green, 1984; Lucio, 1990; Panek, 1992, 2005; Villanúa, 2007).

4.2. Tendencia de las poblaciones

La perdiz roja presenta una alta capacidad de adaptación a los diferentes hábitats dentro del ámbito mediterráneo. Sin embargo, a pesar de esta plasticidad ecológica (Lebreton, 1982), existen grandes fluctuaciones en las densidades naturales de sus poblaciones las cuales se deben en gran medida a la calidad del hábitat y el modelo de gestión cinegética, que puede incrementar la primera junto con las condiciones climáticas (Lucio & Purroy, 1992; Vargas & Cardo, 1996; Blanco-Aguiar et al., 2003, 2004; Vargas et al., 2006; Blanco-Aguiar, 2007). Las mayores densidades naturales se encuentran localizadas en agro-sistemas diversificados, donde se mezclan cultivos, principalmente cereales, con vegetación más o menos natural que suele ser monte bajo y sobre terrenos suavemente ondulados (Lartiges & Mallet, 1983; Berger, 1987; Gaudin & Ricci, 1987; Lucio & Purroy, 1987, 1992; Lucio, 1991; Blanco-Aguiar et al., 2003; Vargas et al., 2006; entre otros), llegándose a alcanzar densidades máximas de entre 10-20 parejas (pp) / Km², mientras que en zonas de cultivo intensivo apenas se suelen sobrepasar las 5 pp / Km² (Aesbicher & Lucio, 1997). Las mayores densidades se localizan en Castilla-La Mancha, Andalucía y Extremadura (Baragaño & Otero, 2001). Lucio (1998) estima entre 1.778.000-3.638.000 parejas, número que puede fluctuar bastante de unos años a otros en función de las condiciones climáticas, fundamentalmente.

En la Península Ibérica la perdiz viene sufriendo una marcada regresión en las últimas décadas (Nadal, 1992; Rueda et al., 1992; Lucio & Purroy, 1992a; Nadal et al., 1996; Borralho et al., 1998; Lucio, 1998; Baragaño & Otero 2001; Blanco-Aguiar, 2003). Según los datos estadísticos oficiales de bolsas de caza, se pasó desde 4 millones de perdices cazadas anualmente a mediados de los años 70, a 3.2 millones en los 90, con descensos de las medias desde las 4 perdices cazadas por año y licencia en los 70 a las 2.22 perdices en la década de los 90 (Lucio, 1998). Entre los periodos 1973-1980 y 1981-1989 se ha constatado una reducción significativa en el número de capturas por licencia de caza en más del 65% de las 39 provincias donde se caza la especie (Blanco Aguiar et al., 2004). Por otro lado, los informes anuales sobre la tendencia de las poblaciones de aves en España del programa SACRE (SEO/Birdlife), ponen de manifiesto el declive ininterrumpido de las poblaciones de perdiz roja desde 1998 a 2015.

A nivel regional es destacable que en Castilla y León se ha visto una evolución regresiva bastante acusada por lo menos hasta principio de los 90, donde se pasó de 12 perdices /km² cazadas a 4 en los años 80 y 2 a principio de los 90 (Lucio, 1998). Esta tendencia poblacional regresiva se ha ido minimizando a lo largo de la década de los 90 llegando las capturas según las tablas de caza a valores de los años 70 (Baragaño & Otero 2001). Sin embargo, esto no debe hacer pensar que la causa se deba a la recuperación de las poblaciones silvestres de perdiz roja, pues el aumento generalizado desde hace más de 20 años de sueltas de individuos procedentes de granjas bien pudiera ser el reflejo de dicho incremento de las capturas (Baragaño & Otero, 2001), siendo dudoso que éstas favorezcan la recuperación de las poblaciones silvestres (Blanco-Aguiar et al., 2012).

La Península Ibérica constituye el grueso mundial de la especie. En Portugal la perdiz roja es la especie cinegética más importante desde un punto de vista socio-económico (Fontoura, 1992), con fluctuaciones demográficas parecidas a las de España y con una distribución que abarca todo el país. Los problemas en Portugal han sido similares al de otras poblaciones europeas, si bien hay que destacar el importante retroceso que sufrió la especie desde mediados los años 70 hasta finales de los 80 por la sobrecaza como consecuencia de la conversión a terreno libre de caza de todo el territorio nacional (Ramalho & Fontoura, 1996). En la actualidad la vuelta a los acotados parece haber propiciado la recuperación parcial de la especie (Tavares et al., 1998), aunque no se disponen de estimas poblacionales.

Fuera de la Península Ibérica nos encontramos que en gran parte de Francia la especie se encuentra en regresión desde hace varios siglos habiendo desaparecido de toda la zona norte. En el resto del país las densidades apenas superan 1 pp / Km² y solo en lugares cercanos a la costa mediterránea pueden llegar a 15 pp / Km², o incluso en las zonas más óptimas hasta las 35 pp / Km² (Géroudet, 1955). No obstante, en los últimos años parece ser que el área de distribución se ha expandido, sin embargo el aumento de sueltas dificulta la evaluación de las tendencias demográficas a partir de las bolsas de caza (Ponce-Boutin, 2000a). Actualmente, algo parecido a Francia ocurre en Reino Unido donde el posible aumento de la población silvestre pudiese estar enmascarado por las sueltas cada vez más frecuentes desde los años 80 (Potts, 1989; Marchant et al., 1990; Aebischer & Potts 1994).

Problemas que afectan a su conservación

Durante los últimos 30 años las poblaciones de aves han sufrido un fuerte declive en Europa suponiendo una importante reducción de la biodiversidad del

continente, así como una amenaza para otros muchos organismos y ecosistemas (Matson et al., 1997). Por su parte, las poblaciones silvestres de perdiz roja han sufrido una importante regresión en las últimas décadas (Cramp & Simmons, 1980) que se estima ha afectado al 95% de su área de distribución en el mundo (Aebischer & Potts, 1994a). A continuación se detallan algunas de las razones que pueden explicar este descenso en la abundancia de perdices.

4.3. Cambios en el uso del hábitat

El declive poblacional de las perdices se ha relacionado tanto espacial como temporalmente con la intensificación agrícola (Donald et al., 2001; Pain & Pienkowski, 1997; Oñate et al., 2000), principalmente en relación a los campos de cereal (Sanderson, et al., 2005), siendo en la Unión Europea más acusado que en otros Estados no Miembros (Donald et al., 2002). Así por ejemplo, los cambios en las actividades agrícolas han sido la principal causa del declive poblacional de la perdiz pardilla *Perdix perdix* (Potts, 1997), especialmente por la desaparición de zonas marginales y pérdida de zonas con cobertura para la nidificación (Rands 1986a), el uso intensivo de pesticidas (p.e. Rands, 1986b), pérdida de nidos por molestias agrícolas (Potts, 1980; Birkan & Jacob, 1988; Casas & Viñuela, 2010) y un aumento de las tasas de depredación (p.e. Potts & Aebischer, 1995).

Las reformas derivadas de la Política Agraria Comunitaria (PAC) han tenido como consecuencia el abandono de la actividad agraria en ciertas zonas así como su intensificación en otras. En un principio los objetivos de la PAC se centraban meramente en el aspecto económico y social, pero es a partir de 1987 cuando se incluyen intereses ambientales, especialmente con el esquema de Áreas Sensibles

Ambientalmente (Oñate, 2005). Al principio de la década de los 90 la reforma Mac Sharry introduce una serie de incentivos agro-ambientales, así como el nuevo concepto de multifuncionalidad, creándose la regulación del desarrollo rural de la Agenda 2000.

Aebischer & Potts (1994a) acentuaron la importancia de que se produjesen este tipo de reformas agroambientales a gran escala, que en nuestro caso, serían especialmente factibles de llevar a cabo en aquellas zonas donde las poblaciones de caza menor sea un factor crítico para la conservación de otras especies amenazadas y dependientes de ellas, o bien que sufren la misma problemática en parte por ocupar los mismos hábitats como por ejemplo la avutarda *Otis tarda*, el sisón *Tetrax tetrax* y otras especies pseudoesteparias (Blanco-Aguilar et al., 2001; De la Concha et al., 2006).

Desde un punto de vista conservacionista, las últimas reformas de 2003 y la regulación del desarrollo rural para 2006-2013 podrían alentar cierto optimismo debido a que los incentivos recibidos serían independientes de la producción. Entre otras cosas la acogida de un único y nuevo incentivo podría estar condicionado a una serie de requisitos legales en relación al medioambiente desde las Directivas de Aves y Hábitats. En este sentido algunas medidas medioambientales importantes podrían reforzar y poner a disposición de los agricultores afectados por la Red Natura 2000, subvenciones compensatorias por las restricciones ambientales dentro de los programas de desarrollo rural, aunque si la aplicación de los requisitos legales se circunscribe solo a los lugares de la Red Natura 2000 podría originar cierta problemática. Por todo ello, así como por otros riesgos asociados a la inestabilidad de los presupuestos agro-ambientales o su insuficiencia por no obedecer a características en relación a la calidad agro-ambiental (Oñate, 2004), el futuro no está exento de incertidumbre.

En España se puede hacer un seguimiento detallado de la evolución agraria desde 1962, fecha del primer censo agrícola (MAPA, 2000). Con anterioridad a esta

fecha la información es escasa, pero es interesante mencionar dos grandes transformaciones ocurridas en el campo español causadas por acontecimientos históricos y políticos. Desde 1940 hasta 1950 la extensión de superficie cultivada aumentó considerablemente para hacer frente a las penurias económicas padecidas durante la postguerra. En la década posterior, durante los años 60, se produjo un importante éxodo rural que conllevó el abandono de amplias regiones y comarcas y por tanto la superficie cultivada disminuyó considerablemente (Figs. 1 y 2). Estos dos cambios generalizados y drásticos se produjeron con anterioridad al declive de las poblaciones de perdiz, que sufrieron una pérdida del 50 % desde inicios de los años 70 (Blanco-Aguilar, 2007), fecha a partir de la cual hay constancia de información a través de las estadísticas y bolsas de caza del INIA. El fuerte declive en el número de capturas se suavizó algo durante las décadas posteriores debido fundamentalmente a las sueltas, que desde principio de los años 90 se han incrementado de forma importante en todo el territorio nacional como forma de hacer viable económicamente su caza, especialmente la modalidad de ojeo.

Según la información oficial sobre el censo agrícola en la década de los 90 (MAPA, 2000), el número de propiedades agrícolas sufrió un amplio declive produciéndose una concentración parcelaria (21.7 %) y por tanto un aumento del tamaño medio por propiedad (Fig. 1). Por otro lado, la superficie cultivada total censada disminuyó en su conjunto (1.8 %) pero la superficie agraria útil (SAU) por propiedad aumentó considerablemente, en torno al 6.4 % (Fig. 2). Esta intensificación agrícola junto con la progresiva mecanización del campo ha tenido como principal consecuencia un aumento del tamaño medio de las parcelas por cada propiedad (al aumentar la SAU), lo que a su vez ha provocado una progresiva desaparición de linderos y zonas marginales (Anon., 1995a). Esta pérdida de heterogeneidad ambiental por un lado y por

otro lado el abandono de amplias zonas cultivadas, ha provocado la invasión progresiva del matorral en amplios sectores y regiones, transformándose en ambientes poco favorables para la perdiz (Berger, 1987; Gaudin & Ricci, 1987; Lucio & Purroy 1992). Los resultados expuestos en esta tesis (**capítulo 1**) muestran como el tamaño del parche y las molestias agrícolas afectan a la ecología espacial de la perdiz, en particular al tamaño de las áreas de campeo de forma que éstas se ven incrementadas significativamente con ambas variables. Estos factores son, precisamente, los que han sido favorecidos por el cambio en la agricultura en España desde las últimas décadas y coincidiendo con el declive de la especie.

Los cambios producidos en la gestión agraria antes mencionados, al igual que otros tales como el uso directo de pesticidas o bien a través de semillas blindadas, el adelanto de las fechas de cosecha por el cambio climático así como por el uso de cereales de ciclo corto, etc., son los principales causantes del declive de la especie en relación a la gestión agraria (p.e. Cheylan, 1999; Lartiges & Mallet, 1983; Ricci, 1985; Lucio & Purroy, 1992; Nadal, 1992; Lucio et al., 1996; Nadal et al., 1996; Ramalho et al., 1996; Lucio, 1998; Tapper, 1999; Sanz, 2002; Green et al., 2005; Blanco-Aguiar, 2007; Casas & Viñuela, 2010; Villanúa et al., 2011; Duarte, 2012; López-Antia, 2013; Delibes-Mateos et al., 2013b).

Aunque no está del todo claro qué tipo de gestión puede incrementar significativamente las densidades de población, algunos autores han puesto de manifiesto que el manejo adecuado de cultivos, lindes y áreas de matorral puede ser una de las principales técnicas de gestión para esta especie (Farthouat, 1983; Lartiges & Mallet 1983; Gaudin & Ricci 1987; Pepin & Blayac, 1990; Nadal, 1992; Lucio, 1998; Borralho et al., 2000; Casas & Viñuela, 2010; Reino et al., 2016). El control de predadores y de la presión cinegética, así como el aporte de agua y alimento

suplementario de forma continuada, han podido favorecer el mantenimiento de altas densidades a largo plazo (Borrallho et al., 2000).

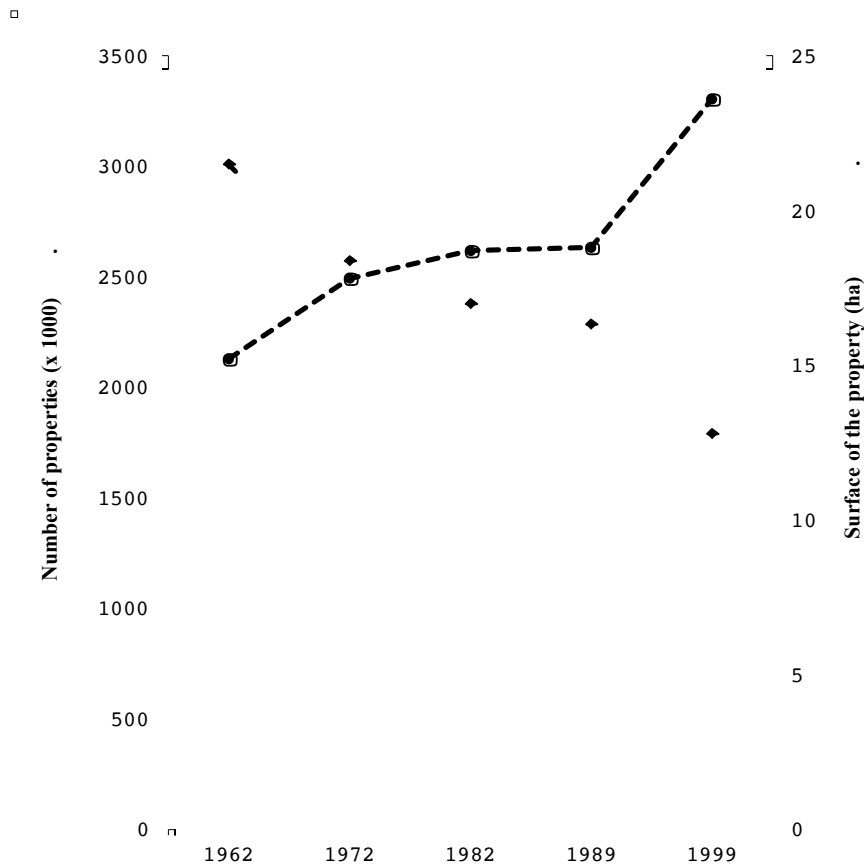


Fig. 1. Evolución del número de propiedades (línea continua) y tamaño medio (ha) de las propiedades (línea discontinua) desde 1962 hasta 1999 en España.

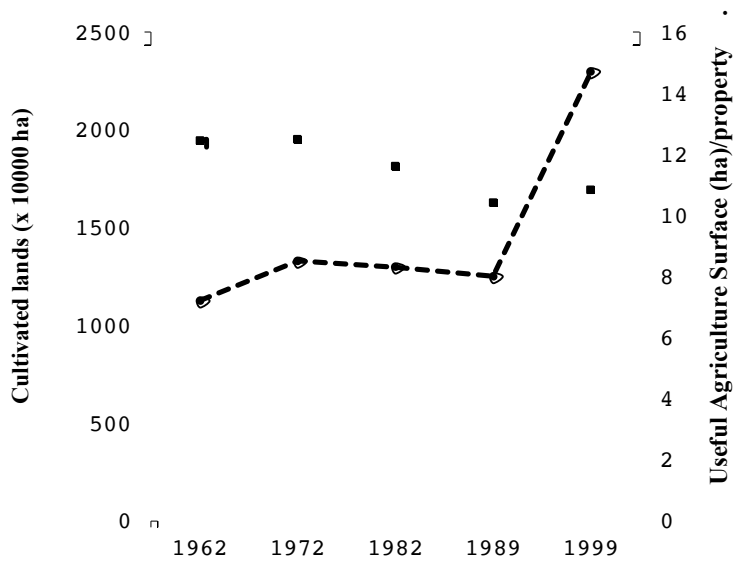


Fig. 2. Evolución de la superficie cultivada (línea continua, ha x10000) y promedio de la superficie cultivada por propiedad (línea discontinua, ha), en España desde 1962 hasta 1999.

4.4. Depredación y control de depredadores

La depredación es uno de los factores que más puede llegar a influir en la dinámica poblacional de muchas especies presa (Newton 1998) y ser una causa importante de mortalidad de especies cinegéticas (Reynolds et al., 1988; Tapper et al., 1996). Como ocurre con la mayoría de las *Galliformes*, la perdiz roja, debido a su tamaño, su relativa abundancia y el potencial reproductivo, es vulnerable a la depredación en las diferentes fases de huevo, pollos y adultos, principalmente en el periodo de incubación (Calderón, 1977, 1983; Rands, 1988; Yanes et al., 1998). Sin embargo, no existen predadores especialistas sobre la especie, como ocurre con el

conejo, pero si es presa más o menos habitual de una gran cantidad de depredadores; 39 especies si se tiene en cuenta cualquier fase de su ciclo vital (Yanes et al., 1998). En una revisión al respecto, Duarte et al. (2008) constatan que la perdiz roja (incluida en forma de carroña) es comida por un total de 42 especies, de las cuales 26 depredan individuos adultos.

Los depredadores generalistas, al contrario de los especialistas, van a presentar una variabilidad en las tasas de depredación sobre una determinada presa dependiendo de la abundancia de la misma y de la respuesta funcional, de forma que el aumento de este tipo de depredadores puede provocar una disminución drástica de algunas presas (Valkama et al., 2005; Prugh et al., 2009; Ripple et al., 2013). Sin embargo, las tasas de depredación son altamente cambiantes en cualquiera de las fases dependiendo de una serie de variables tanto ambientales como intrínsecas de la especie. Por ejemplo, a mayor densidad de perdices las tasas de depredación de nidos es mayor (Herranz et al., 2002). Entre las variables ambientales que influyen, cada vez se constata la mayor importancia de los ecotonos, lindes y en general la calidad del hábitat de nidificación, (que en gran medida depende de la gestión agrícola), la sobrecarga ganadera, o la gestión cinegética, incluyendo aquí el auge de los terrenos dedicados a caza mayor, o la expansión del jabalí (Potts 1980, Tapper et al. 1982, Rands 1988, Ricci et al., 1990, Nadal, 1997; Mañosa 2002, Yanes et al. 1998, García & Vargas, 2000, Carpio et al., 2014 b, c; Carpio et al., 2015).

Aparte de los grandes reptiles, ratas, erizos y algunos carnívoros de pequeño y mediano tamaño, la mayor parte de los depredadores de nidos de perdiz roja son especies oportunistas (zorros, perros, urracas o el caso del jabalí, anteriormente mencionado). El control de las tres primeras redujo la tasa de depredación en España central alrededor de un 40 % (Yanes et al. 1998, Herranz et al., 2000), o aumentó la

supervivencia de los pollos en un experimento en el que se realizó el control de zorros y urracas en Navarra (Mateo-Moriones et al., 2012). Pero no siempre la intensidad del control de depredadores conlleva un aumento de la productividad (Díaz-Fernández et al., 2013), por lo que este tipo de gestión puede llegar a ser poco eficaz si no se abordan a la vez otros factores relacionados con la calidad del hábitat, que indirectamente pueden minimizar el efecto de la depredación, tales como el tipo y abundancia de lindes y, en definitiva, la heterogeneidad del paisaje (Arroyo et al., 2010; Duarte, 2012). O incluso llegar a ser contraproducente, pues un control indiscriminado de depredadores puede conllevar la disminución o desaparición de los depredadores apicales y verse así favorecidas las especies generalistas u otros mesodepredadores, de lo cual hay constancia en muchas partes del mundo incluida España (Palomares et al., 1995; Palomares & Caro 1999; Sergio & Hiraldo 2008; Recio & Virgós, 2010). Por su parte, la mayoría de aves depredadoras y en concreto las rapaces, son generalistas, destacando la relativa poca especialización alimenticia. Onrubia (2002) resalta solo tres especies cuyo porcentaje de perdices en su dieta supera el 20%: águila real (*Aquila chrysaetos*), aguililla calzada (*Hieraaetus pennatus*) y águila de Bonelli (*Aquila fasciata*).

Por otro lado habría que mencionar el fenómeno de redireccionalidad de la presión predatoria sufrido por la especie en zonas puntuales como consecuencia de la disminución de la otra presa clave de los ecosistemas mediterráneos como es el conejo; su disminución o menor detectabilidad según los casos puede aumentar las tasas de depredación de las perdices adultas (Ontiveros et al., 2005, Monleón et al., 2008), pero sin que esta hiperpredación pueda considerarse en general como un factor importante en el descenso poblacional de la perdiz roja (Blanco-Aguiar et al., 2012).

El socialmente controvertido control de depredadores (especialmente de especies oportunistas) constituye una de las prácticas de gestión cinegética más extendida tanto a nivel mundial (Reynolds & Tapper, 1996) como en España (Virgós & Travaini, 2005; Delibes-Mateos et al., 2008; Ríos-Saldaña, 2010; Delibes-Mateos et al., 2013). En España, el interés se centra en el control de las dos especies generalistas por excelencia como son el zorro y la urraca, y los métodos legales más empleados son las jaulas-trampa y los lazos con tope las cuales presentan un grado de eficacia diferente según el caso. Se ha comprobado la escasa eficacia de las jaulas-trampa para la captura de zorros (Herranz, 2000; Duarte & Vargas, 2001; Moleón et al., 2003; Barrull et al., 2011), aunque el uso combinado de cebo vivo y atrayentes como la orina de zorro incrementa significativamente su eficacia (Díaz-Ruiz, 2014). Sin embargo, su escasa selectividad hace desaconsejable su utilización. Por su parte los lazos con tope suelen ser eficaces pero con un umbral de selectividad bajo, por lo cual también sería poco recomendable su homologación (Muñoz-Igualada & González, 2008). Parece ser que el lazo o trampa Collarum (lazo enterrado y propulsado que sujeta al animal por el cuello) es el más eficaz y selectivo de todos los métodos estudiados para la captura de zorros (véase revisión de Díaz-Ruiz & Ferreras, 2013). En cuanto al control de urracas con jaulas-trampa dos trabajos lo destacan como muy eficaz y selectivo (Díaz-Ruiz et al., 2010; Martínez de Castilla & Martínez, 2004).

El control de depredadores es una práctica ampliamente generalizada y en la inmensa mayoría de los casos clandestina, tanto por el uso de metodología ilegal como por la falta de una actitud selectiva por parte de gestores y propietarios de los terrenos de caza (F.J. Buenestado, obs. pers.). El conflicto entre la actividad cinegética y los predadores (Delibes-Mateos et. al., 2014) surge como consecuencia de la competencia por un recurso que es compartido, siendo un problema por tanto que siempre ha existido

pero que en las últimas décadas ha suscitado un intenso debate hasta convertirse en el punto más polémico y controvertido en la dialéctica establecida entre los sectores conservacionistas, por un lado, y los cazadores y gestores, por otro. Las causas de la actual polémica hay que buscarlas en los cambios surgidos en parte de la sociedad como consecuencia del auge de una mentalidad conservacionista ante el deterioro generalizado del ambiente, y en segundo lugar por el relanzamiento de la caza como actividad de ocio tras el éxodo rural de los años sesenta y la consiguiente revalorización económica de dicha actividad, hasta el punto de convertirla en uno de los sistemas de explotación que mayor número de ingresos genera en áreas rurales deprimidas económicamente. De esta manera, las especies cinegéticas se convierten en un recurso que al no estar exento de este deterioro ambiental, requiere cada vez más tiempo, esfuerzo e inversión económica para mantener sus poblaciones en unos niveles que hagan rentable la gestión. Por ello, son cada vez más evidentes los cambios de percepción social en relación al paisaje, del cazador cada vez más respetuoso con un recurso que considera renovable y mantiene una actitud menos crematística de la actividad, primando la calidad y no la cantidad, o incluso la cada vez más frecuente coexistencia de estas dos aficiones en los mismos personas, la de disfrutar de un buen lance cinegético y el deleite al mismo tiempo, en la misma jornada, de poder observar otras especies como pueden ser los propios depredadores u otras especies no cazables (biofilia). Esto es, la mayor valoración de la calidad estética así como de las características de un paisaje más natural, menos domesticado o controlado donde se ejerce la actividad de ocio, hace comprender la cada vez mayor repulsa a los cotos que constituyen verdaderas granjas de ciervos o perdices, por ejemplo, o el valor añadido que en un coto de caza menor pueda suponer contemplar un día de caza, a un zorro o un críalo, pongamos por caso. Incentivar económicamente por parte de las

administraciones a estos cotos con tal filosofía de gestión, tal vez hoy día parezca lejano y difícil por novedoso, pero podría ser factible y económicamente, la caza, una actividad más asequible económicamente. Máxime, cuando no siempre la rentabilidad económica de los cotos intensivos con sueltas es mayor que la de los cotos no intensivos sin sueltas (Arroyo et al. 2017). En este sentido apuntaría el tema relativo a la certificación de la calidad cinegética (véase Carranza & Vargas 2007), cuya enorme conveniencia no está exenta de dificultades a la hora de ponerlo en práctica y, que tras suscitar gran debate social a partir del año 2004, las diferentes comunidades autónomas, de las que depende normativamente muestran desigual grado de interés y compromiso.

Sería interesante la exploración de la idea de que el control de depredadores se ejerciese por profesionales dependientes de la administración y en colaboración con los cotos, y cuya línea de actuación espacial la constituyesen las comarcas cinegéticas, aspecto este otro, el de la comarcalización cinegética de gran importancia en la optimización, gestión y conservación de los recursos cinegéticos (Vargas et al. 2006). A día de hoy existen pocos estudios realizados sobre el control de depredadores y por tanto numerosas lagunas en el conocimiento científico sobre este amplio tema, crucial en la gestión y conservación tanto de los recursos cinegéticos como de las comunidades de depredadores, o incluso otras especies, que comparten los mismos acotados (ver Díaz-Ruiz, 2014).

4.5. Enfermedades

La regulación natural de las poblaciones tiene en la mayoría de los casos un origen multifactorial, produciéndose a menudo interacciones entre los diferentes agentes, lo cual conlleva gran complejidad por la necesidad de combinar distintas aproximaciones metodológicas. Hoy día está claro que las patologías son un factor más a tener en cuenta en la dinámica de las poblaciones animales (p.e. Redpath et al., 2006),

ya que pueden ser un agente regulador de la densidad y desde esta perspectiva es comparable el efecto que pueden causar las enfermedades en general con el provocado por la depredación (factor de mortalidad aditivo). Por ello y en el terreno aplicado también hay que tener en cuenta que el control de una enfermedad puede suponer el incremento de la densidad poblacional y la posible aparición de nuevos problemas causados por otros patógenos al darse unas nuevas condiciones (Gortázar et al. 2006).

En el caso de las especies cinegéticas, y más concretamente en el de la perdiz roja, eludir el papel desempeñado por las enfermedades puede limitar la posibilidad de obtener conclusiones relevantes a la hora del manejo y conservación de sus poblaciones. La investigación en el campo de la patología de fauna silvestre constituye una disciplina reciente pero en auge dada su importancia, como ya se ha comentado, por lo cual gran parte de los trabajos publicados hasta ahora suelen ser descriptivos y en el dominio de la investigación básica y son pocos los enfoques multidisciplinares y a largo plazo (monitorizaciones, véanse por ejemplo los trabajos de Potts et al., 1984; Hudson et al., 1992, 1997, para el caso del lagópodo escocés, *Lagopus lagopus scotica*). En el caso de la perdiz roja muchas enfermedades descritas han derivado de individuos de granja, siendo escasa la información obtenida de poblaciones silvestres entre otras causas por su limitada distribución mundial (Villanúa 2007; Millán 2009; Sotelo et. al., 2011; Gamino et. al., 2012, 2016).

La perdiz roja puede sufrir afecciones de etiología vírica, bacteriana, fúngica, parasitaria o bien enfermedades que no son ni infecciosas ni parasitarias como malformaciones, intoxicaciones o en nuestro caso también traumatismos y miopatía de captura. Dentro de las enfermedades víricas, uno de las más importantes es el virus de la viruela aviar, (**tercer capítulo** de la tesis, siendo el trabajo aquí presentado el primer seguimiento detallado en poblaciones silvestres de perdiz roja). La viruela aviar es

causada por un Avipoxvirus que suele desarrollarse principalmente en células epiteliales y puede presentarse de dos formas, o bien con lesiones proliferativas de la piel, sobre todo en las patas, a modo de tumoraciones o verrugas de tamaño considerable que pueden llegar incluso a impedir el desplazamiento del animal, y una forma diftérica con lesiones en las mucosas del pico y vías respiratorias fundamentalmente. Afecta principalmente a juveniles y se transmite por contacto entre las aves u objetos infectados a través de cualquier tipo de herida o abrasión ya que el virus es incapaz de atravesar la piel no lesionada. Los mosquitos constituyen un vector mecánico importante de transmisión, y las densidades de éstos a su vez están relacionadas con la humedad ambiental.

Respecto a las enfermedades de origen bacteriano, la colibacilosis, (APEC, Avian Pathogenic *Escherichia coli*), es una de las más frecuentes y que mayor número de bajas puede producir, aunque la mayoría de casos que se conocen son de individuos procedentes de granja (tanto de esta especie como para el resto de infecciones bacterianas: Villanúa 2007; Millán 2009; Díaz-Sánchez et al., 2012, 2013). Cada vez son más los trabajos con especies silvestres que muestran la causalidad directa entre altas densidades de individuos, mayor posibilidad de agregación, y la transmisión de enfermedades (ver revisión de Gortázar et al., 2006), lo cual es frecuente en especies cinegéticas sometidas a un fuerte manejo, como ocurre en nuestro caso.

Dentro de los procesos parasitarios son destacables las patologías producidas por protozoos, habiéndose descrito hasta 11 especies (*Eimeria* spp.) en perdiz roja, tanto en perdices de granja como en silvestres (Villanúa 2007; Millán 2009; Naciri et al., 2011). La coccidiosis puede conllevar importantes pérdidas económicas (APROCA 2004) por la alta mortalidad y morbilidad con que cursa (Revilla et al., 2007), teniendo relevancia

la humedad ambiental para el desarrollo de la enfermedad por lo que en el campo suelen aparecer con las lluvias de otoño-invierno.

Otras enfermedades endoparasitarias de importancia por las bajas provocadas, así como por el número de especies parásitas implicadas, lo constituyen el grupo de los nematodos y cestodos.

4.6. Gestión cinegética

4.6.1. Presión cinegética

La caza es una actividad recomendada por la Unión Europea como sistema de explotación alternativa o bien complementaria a la agricultura (Recomendación 1200/1992). La ley de caza de 1970 favoreció en España la conversión de la mayoría del terreno que se encontraba libre, en cotos privados de caza (Vargas & Duarte, 2002). Hoy día, casi toda la superficie peninsular (80%) se halla dedicada a la actividad cinegética, con alrededor de unos 33.000 cotos de caza, de los cuales el 2% son intensivos. Esta actividad genera en España unos 54.000 empleos y más de 3.600 millones de euros anuales de los cuales más del 25% provienen de la caza de la perdiz (Garrido 2012). Es difícil calcular el número de ejemplares cazados cada año, siendo la única especie de caza menor en la que hay un interés en ocultar las cifras evitando así que se conozca el porcentaje correspondiente a las perdices procedentes de granjas (Garrido 2012). Con todo ello, este autor estimó para el año 2011 un total de 5,5 millones de perdices cazadas de las que solo 2 millones son silvestres.

Las principales medidas empleadas para la gestión de la caza menor en general y de la perdiz roja en particular son el control de depredadores, el aporte de agua y alimento suplementario y los reforzamientos poblacionales y sueltas con perdices de granja. Por su importancia socioeconómica y gran atractivo cinegético (López-

Ontiveros & García-Verdugo, 1991), es la especie que suscita más interés en su gestión. A medida que se ha ido generalizando el descenso de las poblaciones naturales desde hace varias décadas, como se detallado anteriormente, y se incrementó el número de cazadores como consecuencia de los cambios socioeconómicos (nivel de vida, tiempo de ocio), se ha incrementado y generalizado la gestión y la producción comercial con consecuencias negativas para la especie en la mayoría de los casos (Blanco-Aguilar 2007). Esta gestión es menor allí donde no se produce rédito económico, como ocurre en los cotos sociales, y aumenta en los cotos comerciales para ser máxima en los cotos intensivos donde la única modalidad de caza es el ojeo. Por otro lado el tipo de gestión realizada en un coto va a depender a veces de la percepción que se tiene de la problemática existente, pues es sabido que esta percepción difiere en algunos aspectos entre sociedades de cazadores o bien técnicos y científicos (Vargas & Duarte, 2002).

La presión cinegética de cada temporada de caza debiera ajustarse a las frecuentes fluctuaciones poblacionales características de la especie, muchas veces asociadas a la cambiante climatología del ambiente mediterráneo. La utilización de los índices kilométricos de abundancia parecen ser un método fiable para conocer la densidad de perdices, que debieran realizarse antes de la temporada de caza (Caro et al. 2015). El conocimiento científico, en concreto los parámetros que afectan a la dinámica poblacional, permitirían conocer la disponibilidad a la hora de establecer los cupos de captura o bien el cupo de días de caza según la modalidad, variables que más afectan a las capturas totales y más eficaces a la hora de regular la presión cinegética (Caro et al. 2015), y hacer así sostenible la explotación de este recurso. Sin embargo, en España lo habitual suele ser los sistemas de cupo fijo, contraproducentes a menudo, pues se ha demostrado que los sistemas de manejo que requieren menor esfuerzo o control por parte de la Administración o de los gestores, como éstos, son los menos efectivos en el

mantenimiento estable de las poblaciones de especies cinegéticas (Caughley y Sinclair 1994). La aplicación en Francia de los cupos en función de la disponibilidad otoñal ha resultado ser un tipo de gestión bastante efectiva (Pepin & Blayac 1990).

Un ejemplo de monitorización a gran escala en España lo constituye el coordinado por las autoridades responsables de la caza del Gobierno Foral de Navarra con el fin de controlar la presión cinegética (Junta de Navarra, 2000). Tras las restricciones iniciales en los cupos de caza en función de las densidades observadas a través de las monitorizaciones, se consiguió en pocos años la caza sostenible a la vez que la recuperación de las poblaciones silvestres de perdiz.

4.6.2. Seltas

Por motivos económicos y por la forma de realizarse, este tipo de manejo ha constituido y constituye uno de los grandes problemas para la conservación de la especie, conllevando en ocasiones la merma o desaparición de las poblaciones naturales (Dowell, 1992). Tras el incremento de la demanda cinegética y por tanto de la presión allá por los años 60-70, a la vez que se empieza a producir el descenso generalizado de las en su mayoría poblaciones silvestres, comienzan a ser cada vez más frecuentes en los cotos las diferentes medidas de gestión (Vargas & Duarte, 2002). El incremento de los cotos intensivos, y por tanto de los ojeos, está en la mayoría de casos detrás de los reforzamientos poblacionales y, sobre todo, de las seltas. Ya en los años 50 empiezan a desarrollarse en España sistemas de producción de especies cinegéticas (Sánchez et al., 2007) y es en los 90 cuando la producción de caza, a nivel industrial, se consolida como un sector ganadero consolidado (Buxadé & Notario 1997).

Sin embargo, lejos de favorecer la sostenibilidad e incremento de las poblaciones silvestres, en muchos casos ha conllevado lo contrario. En primer lugar, se ha visto comprometido la conservación del patrimonio genético (Blanco-Aguilar, 2007).

La rentabilidad económica ha sido la causa de la hibridación entre perdiz roja y chukar, debido a la mayor productividad de la segunda, de forma que los individuos de segunda generación guardan una apariencia similar con la perdiz roja (Negro et al., 2001), por lo cual el problema de las sueltas se ve enmascarado aparentemente por la carencia del rechazo que pudieran suponer las diferencias visuales por parte de los cazadores. Sin embargo, la legislación española prohíbe las sueltas de otras especies del género *Alectoris*, así como los híbridos de éstas con la roja, incluso antes de que comenzaran a llevarse a cabo las repoblaciones de forma masiva (Orden 15 de julio de 1975 sobre normas complementarias de ordenación zootécnico-sanitaria de las granjas cinegéticas, B. O. E. del 13 de agosto de 1975), norma que ha servido de poco por su incumplimiento generalizado. El proceso se ve agravado por el difícil seguimiento de los efectos de las repoblaciones al no existir ninguna exigencia para el marcaje de los individuos soltados. Mediante el marcaje se podría estimar el porcentaje de la población cazada que corresponde a perdices soltadas o silvestres, imprescindible para la regulación de la presión de caza para preservar la población silvestre, algo que se hace con regularidad, y exigido por los propios cazadores, en el caso de la perdiz gris en Francia. A su vez, el marcaje de las perdices de suelta permitiría además la identificación de problemas sanitarios y de las granjas que tienen esos problemas. Cualquier iniciativa al respecto choca con la negativa de amplios sectores del mundo cinegético, especialmente de los productores que son los más interesados en ocultar información respecto al número de perdices soltadas; (solo en la provincia de Ciudad Real, provincia en la que se encuentran varias de nuestras áreas de estudio, se soltaron un promedio de 800.000 perdices anuales entre 2006-2012 (Caro et al. 2014).

La supervivencia de las perdices liberadas en campo suele ser baja, variando en función del método empleado, pero en general constituyendo una medida de gestión poco eficaz

a la hora de recuperar las poblaciones silvestres (Birkan, 1971; Lerános & Castián, 1989; Dowell 1992; Capelo & Pereira, 1996; Gortázar et al., 2000; Millán et al., 2002; Pérez et al., 2004; Alonso et al., 2005; Scarselli et al., 2013), aunque éstas pueden llegar a reproducirse (Duarte & Vargas 2004). Detrás de esta baja supervivencia en la mayoría de los casos están las alteraciones fisiológicas derivadas del escaso aporte de fibra en la alimentación en granjas y por tanto menor adaptación en campo (Paganin & Meneguz, 1992b, Millán et al., 2001), las alteraciones en el comportamiento, especialmente en relación a la reacción frente a los depredadores (Dowell, 1992), pues obviar este aspecto por parte de los criadores disminuye la supervivencia de las perdices soltadas (Csermely et al., 1983; Pérez et al., 2010; Gaudioso et al., 2011; Sánchez-García et al., 2016) pudiéndose incrementar las bajas (predación múltiple), ante el aumento de presas (Gortázar et al., 2000). Efectivamente, la depredación afecta fuertemente a las perdices de suelta, que pueden sufrir altas mortalidades por esta causa durante las dos primeras semanas después de su liberación, (sobre todo depredadores generalistas como el zorro (Dowell, 1992); entre el 15 y el 98 % de las perdices soltadas pueden perderse por esta causa (Gortázar 1998), de ahí que los productores suelen recomendar un control de depredadores intenso previo a la liberación (Nadal, 1998), y esta ha sido una de las causas del incremento del uso de venenos en España durante los años 90, coincidiendo, tanto con la reducción en las poblaciones de conejo (Villafuerte et al. 1998), como con el incremento en el uso de sueltas de perdiz como técnica de gestión (Viñuela & Villafuerte 2004). No menos importante es todo lo concerniente al aspecto sanitario. En función de cómo sea el sistema de cría en cautividad de los animales, éste va a repercutir en la distancia de huida frente a los depredadores (Dowell, 1990). Además, las condiciones higiénicas, de hacinamiento, estrés, etc., que se pueden dar en las granjas, van a repercutir en la condición física y estado de salud en general de los

individuos soltados, de ahí que en muchas ocasiones las capacidades defensivas de estas perdices se ven disminuidas frente a los predadores, como se ha visto (Alonso et al., 2005; Gaudioso et al., 2013; Sánchez-García et al., 2016). Por otro lado, se ha encontrado que los parásitos de las perdices de granja son diferentes a los de las perdices silvestres, así como la prevalencia de los que comparten (Millán et al., 2003, 2004; Villanúa et al., 2007, 2008; Díaz-Sánchez et al., 2012a,b), por lo que el cese de los tratamientos tras la suelta hace más vulnerables a los individuos, aparte de la exposición a nuevos patógenos. Igualmente ocurre con las poblaciones silvestres donde se identifican especies de parásitos heteroxenos frente a los de ciclo directo o moxenos de las de granja al faltarle los intermediarios y por tanto el riesgo que puede suponer el enfrentamiento a nuevos parásitos por parte de las perdices silvestres (Millán et al., 2004 a y b), convierte a este tipo de gestión en una de las de más alto riesgo para la especie si no se es riguroso al llevarla a cabo.

Sánchez-García et al. (2009), apuntan que para que el sistema de producción de perdices de granja pudiera evolucionar a un tipo de régimen semi-extensivo o extensivo, habría que elevar el precio del producto acorde a su calidad, concibiéndose así como producción ecológica que cumpliera con los requisitos de bienestar animal, sostenibilidad y biodiversidad.

4.7. Cambio climático

El cambio climático está alterando de forma significativa la productividad, estructura y funcionalidad de los ecosistemas y por tanto los patrones espaciales y temporales de muchas especies (p.e. Rosenzweig et al., 2008). En aves se han realizado numerosos estudios sobre los efectos del cambio climático en la reproducción, dinámica poblacional, la migración, uso del espacio, diversidad, etc. (p.e. Inouye et al., 2000; Saether *et al.*, 2000; Sanz et al., 2003; Crick, 2004; Jetz et al., 2007; Dunn & Winkler.,

2010; Moller et. al., 2010). Por poner solo dos ejemplos dentro de las galliformes, se ha comprobado como el cambio climático ha adelantado el periodo de reproducción del gallo lira (*Tetrao tetrix*) y aumentado la mortalidad juvenil, disminuyendo así el éxito reproductor y el tamaño poblacional en las últimas décadas (Ludwig *et al.*, 2006). Por otro lado, el aumento de temperatura está provocando un desplazamiento altitudinal de los hábitats en Los Alpes, achacándose el descenso poblacional de la perdiz nival *Lagopus muta* en las últimas décadas al cambio climático como causa potencial (Revermann et al., 2012).

Los factores meteorológicos juegan un papel fundamental en la abundancia y dinámica poblacional de la perdiz roja (Hermes et al., 1983; Green 1984; Ricci & Garrigues 1986; Lucio 1990); su productividad depende del éxito reproductor y éste puede depender en gran medida de la climatología, concretamente de la temperatura y cantidad de lluvia en la época reproductora (Lucio 1990), con especial importancia en los primeros 20 días de los pollos, cuando se dan las mayores tasas de crecimiento y se va consiguiendo la termorregulación, cruciales para el éxito reproductor, pudiendo llegar a ser éste uno de los factores limitantes más importante de la especie (Villanúa 2007). Por otro lado, se da el caso de zonas extensas que no han sufrido cambios importantes en la gestión agraria, modificación de la vegetación o de otro tipo y sin embargo las poblaciones de perdiz vienen sufriendo una acusada regresión (F.J. Buenestado, obs. per.). La importancia que la cobertura de herbáceas, sobre todo en época de nidificación (Casas & Viñuela, 2010) o la abundancia de insectos (factores ligados), tiene para la especie en la época reproductora (Potts 1980; Green 1984; Rueda 1986), depende en gran medida de los factores climáticos, especialmente de la periodicidad de fenómenos extremos como pueden ser largos periodos de sequía, olas de calor o precipitaciones intensas.

En la zona mediterránea, históricamente antropogeneizada, los últimos y generalizados cambios en el uso de la tierra están detrás de las alteraciones ecológicas que se vienen detectando, como pueden ser los patrones de distribución y composición de muchos grupos animales, cobrando a la vez gran importancia los factores climáticos como por ejemplo la evapotranspiración, que influye en la riqueza de especies (Blondel, 1986; Tellería, et al., 1992; Santos & Tellería, 1995). Dentro del continente europeo, se considera que en la región Mediterránea (óptimo biogeográfico de la perdiz roja), se están produciendo y se producirán los fenómenos más drásticos asociados al cambio climático (Cubash et al., 1996; Sanz 2002; European Environment Agency 2016).

Centrado en la variación que el cambio climático puede provocar en la distribución de las diferentes especies, se ha llevado a cabo el estudio *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española 2. Fauna de vertebrados*, del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático, (Araújo et al., 2011), y que para el caso de la perdiz roja, los modelos proyectan un aumento en la distribución potencial con respecto a la actual.

No existen trabajos concretos sobre los efectos del cambio climático en las poblaciones de perdiz roja, (cómo pudieran afectar a la supervivencia, densidades, productividad de los recursos y de la propia especie, dinámica poblacional en definitiva), estudios que de llevarse a cabo requerirían fuesen realizados espacio-temporalmente a gran escala, pues parece evidente que dado lo expuesto anteriormente, este factor pudiera estar detrás del declive poblacional de la especie junto al resto de factores conocidos.

4.8. Importancia de los estudios de supervivencia y el radioseguimiento como técnica empleada.

Tanto la teoría como la investigación empírica sugieren que la probabilidad de supervivencia es el mayor determinante de la historia evolutiva de la vida (Charlesworth 1980; Jayne & Bennett 1990; Laurie and Brown 1990; Roff 1992 ; Janzen 1993, por ej.). La teoría evolutiva de la edad predice como aumentan las tasas de mortalidad en las clases de edad más viejas a la vez que disminuye la fuerza de la selección (Rose 1991). Cuando aumentan las tasas de mortalidad en una determinada clase de edad, el esfuerzo óptimo reproductivo aumenta en las clases de edad anteriores (Michod 1979), cuando las tasas de mortalidad de individuos adultos aumentan en todas las clases de edad, el esfuerzo óptimo reproductivo aumenta temprano y la edad óptima de madurez disminuye (Charlesworth, 1980). Es, por tanto, que el estudio de la dinámica poblacional cobra gran importancia, tanto en la biología evolutiva (Stearns 1992), como en la biología de la conservación (ej. Doak, 1995), habiendo constituido el radio-seguimiento una tecnología crucial para este tipo de estudios.

La biotelemetría se desarrolló a principios del siglo pasado y es la técnica que permite la transmisión de información biológica (fisiológica, comportamiento, etc.) a distancia, utilizando como soporte las ondas sonoras, o los impulsos eléctricos del latido cardiaco, por ejemplo. Si se emplean ondas de radio para la transmisión, la técnica se denomina radio-telemetría y en el caso de que el tipo de información que se obtenga sea el de la posición del animal entonces se conoce con el nombre de radio-seguimiento o radio-rastreo. El desarrollo de esta metodología se inició con la miniaturización y aumento de la precisión de los emisores de radio, se pasó a la emisión de pulsos y no de señal continua por lo que la vida de la batería se alargó considerablemente manteniéndose la frecuencia, a la vez que la percepción de los mismos mejoraba con respecto a la señal continua. Desde los primeros estudios con fauna silvestre realizados en Norteamérica y Noruega, donde el emisor transmitía el latido cardiaco de ardillas

listadas (Le Munyan et al. 1959) o el ritmo del aleteo de ánades reales (Eliassen 1960), se ha producido un enorme avance en la mejora de esta técnica, consiguiéndose revolucionar los estudios en el campo de la ecología, etología y en general los trabajos con fauna silvestre. Lo revolucionario de esta metodología radica en la posibilidad de recuperación de los animales muertos de forma rápida, por lo que los estudios, en principio descriptivos, sobre supervivencia, causas de muerte, tasas de depredación, productividad, etc., empezaron a proliferar a la vez que se producía un gran avance en los estudios demográficos en general (Craighead et al., 1970, Dumke & Pils 1973, Trent & Rongstad 1974). Por otro lado, la localización y la consecuente observación de especies escasas o raras de observar o bien típicas de medios cerrados permitió el estudio de los movimientos y, en general, el comportamiento social hasta ahora muy difícil de llevar a cabo (Macdonald 1979), implicando esto a su vez la posibilidad de utilizar la información científica registrada con fines conservacionistas. Al final de los años setenta y principio de los ochenta se llevan a cabo una serie de trabajos sobre las tasas y el impacto de la depredación tomando como base la información obtenida de animales radio-marcados (p.ej. Kenward 1977, Fritts & Mech 1981). Surgen problemas metodológicos relacionados con los estudios de movimientos y ecología espacial ante la incertidumbre que supone discernir si la ausencia de señal de un radio-emisor se debe a la lejanía por dispersión o bien al fracaso del aparato. Por otro lado, numerosos trabajos se publicaron en un intento de pulir técnicamente y solventar los errores surgidos con el estudio de las áreas de campeo, concretamente si el área de campeo está construida en función de un parcheado que depende de la precisión del radio-transmisor, entonces la superficie total es dependiente del número de localizaciones. La ecología y el comportamiento del animal a estudiar, así como las características del terreno que pueden hacer que ciertos lugares no sean visitados aunque estén rodeados de otros muy

frecuentados, puede implicar un mayor o menor error a la hora de determinar el área de campeo, así como la elección más o menos acertada del método a seguir (elipses, polígono convexo, etc., Laver & Kelly 2008).

Al principio de los ochenta se inicia el uso de satélites para el radio-seguimiento, técnica que mejorará y se extenderá en los años sucesivos a la vez que se mejorará el tipo de frecuencia, de UHF a VHF (Kolz et al. 1980). Por entonces, se comprende la gran utilidad del radiotransmisor para los estudios de selección de hábitat, al hacer un uso continuado y sistemático de esta técnica y poder comparar el diferente uso de los hábitats (Nicholls & Warner 1972, Marquis & Newton 1982). Figura reseña fue Jonson, que estableció diferentes niveles para el estudio de la selección de recursos, siendo el nivel 1 el referido a una distribución global, nivel 2 estableciendo rangos del paisaje, nivel 3 de radio-localizaciones entre rangos y nivel 4 la valoración de la preferencia por rangos (Jonson 1980). Comienzan a diseñarse experimentos con animales de granja y sus respectivos controles en el campo (Kenward et al. 1993), así como trabajos de supervivencia y monitorización de animales en programas de reintroducción (Kenward et al. 1981). En un principio las estimas de las tasas de supervivencia se basaban en la asunción de que las tasas eran constantes en el tiempo. Trent & Rongstad (1974) y Heisey & Fuller (1985) aplicaron nuevos métodos para estimar la pérdida de las tasas o la inclusión de los promedios de supervivencia que gradualmente iban cambiando de forma constante, al ser la mortalidad mayor en animales jóvenes (Cox & Oakes 1984). Se estimaron tasas medias a través de diferentes periodos de tiempo y se usaron tests paramétricos para compararlas con otras estimas. La controversia de las tasas constantes de supervivencia o bien el cambio constante de las tasas se pudo evitar mediante la aproximación de Kaplan & Meier (1958), consistente en que para cada periodo de tiempo consecutivo se estima una tasa, comparándose entre muestras distintas a través

de cada periodo mediante test no paramétricos (Pollock et al. 1989a). Las tasas por intervalos permitieron añadir animales marcados a lo largo del periodo de estudio, así como reponer aquellos individuos cuya señal se había perdido, pudiendo incluir en los análisis la supervivencia antes de la pérdida. En la década de los 90 aparecen nuevos programas para el análisis de la supervivencia en relación con estudios de demografía y comportamiento (White & Garrott 1990). Es en esta década cuando se produce un avance importante con la incorporación del GPS (utilizado hasta ahora con fines militares), al radio-seguimiento. Un receptor de GPS estima su localización desde el tiempo de tardanza entre dos señales lográndolo a través de la interconexión de 24 satélites. Esto supone una gran ventaja con respecto a antes sobre todo en trabajos realizados en terrenos deficientemente mapeados. Se ganó mayor precisión con respecto a la obtenida mediante la emisión de las señales a los satélites en los sistemas de localización Argos (basado en el efecto Doppler). Parejo al desarrollo de la tecnología GPS, se produjo un gran avance con el desarrollo del almacenamiento de datos en las marcas para recuperarlos con las mismas o bien a través de su retransmisión. Si se requiere un seguimiento de alta precisión en áreas remotas, los datos del GPS pueden ahora transmitirse al sistema Argos con marcas desde hasta 70 gramos (Howey 2000).

Otra herramienta de cierta utilidad para el manejo y conservación de algunas especies la constituye el conocimiento del uso del hábitat, para lo cual es conveniente un seguimiento preciso. Un aliado han sido los sistemas de información geográfica (GIS), los cuales pueden incorporar un mapeo del terreno, fotografías aéreas, imágenes desde satélite, con una ingente cantidad de información combinando estos soportes con datos topográficos, edafológicos, climatológicos, de vegetación, actividades humanas, etc. A pesar del avance en el uso de satélites para el radio-seguimiento, los marcajes con PTT y GPS resultan bastante caros si se comparan con el marcaje de VHF. En la

actualidad siguen siendo frecuentes los proyectos en los que se combinan ambos tipos de metodologías, VHF y GPS. Este último se ha beneficiado en la fiabilidad con la introducción de nuevos circuitos y otras técnicas, así como el incremento de la vida media de los radio-emisores, superando con creces las frecuencias de mortalidad de los animales a la de los aparatos. Por otro lado se han diseñado nuevos sistemas de anclaje del radio-emisor mejorando los arneses y disminuyendo el impacto sobre la supervivencia de los individuos estudiados (Kenward et al. 2000).

Los avances en la recolección automatizada de datos, junto con la utilización de microprocesadores aumentará el número de datos obtenidos así como su calidad. La necesidad de procesar mucha información está redundando en la mejora del software para procesarla y analizarla, siendo muy importante en los análisis de supervivencia, estima de densidades y dispersión, generación de índices de interacción con recursos y otros individuos (Kenward 2000). Los movimientos de algunas especies hacen que los territorios sean difíciles de definir y otras veces puede ser un inconveniente recolectar muchas localizaciones. Con los marcajes que transmiten la información de una forma fiable durante años, la supervivencia y la productividad pueden ser controladas recopilando pocas localizaciones al año a lo largo de la vida del animal. El vínculo entre los datos de animales radio-marcados con la información del entorno se realiza con los GIS, que permiten la construcción de complejos modelos de las poblaciones que pueden predecir las respuestas de dichas poblaciones ante cambios eventuales de paisajes, climas etc.

4 Bibliografía

- **Aebischer, N. L., Marcstrom, V., Kenward, R. E., and Karlbom, M. (1993a).** Survival and Habitat Utilisation: A Case for Compositional Analysis, in *Marked*

Individuals in the Study of Bird Populations, eds. J.-D. Lebreton and P. M. North, Basel, Switzerland: Birkhauser Verlag, pp. 343-353.

- **Aebischer, N. L., Robertson, P. A., and Kenword, R. E. (1993b)**. Compositional Analysis of Habitat Use From Animal Radio-Tracking Data. *Ecology*, 74, 1313-1325.

- **Aebischer, N.J.; G.R. Potts (1994)**. Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*). In: Tucker, G.M. & Heat, M.F. *Birds in Europe; Their conservation status*. Cambridge, U.K. BirdLife International (Birdlife Conservation Series N° 3.), pp. 214-215.

- **Aebischer, N., Lucio, A. (1997)**. Red-legged partridge (*Alectoris rufa*). In: Hagemeyer EJM, Blair MJ (eds) *The EBBC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance*. Poyser, London, pp 208–209.

- **Alonso, M.E., Perez, J.A., Gaudioso, V.R., Díez, C. y Prieto, R. (2005)**. Study of survival, dispersal and home range of autumn-released red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *British Poultry Science*, 46(4): 401-406.

- **Anon. (1999a)**. The Arable Stewardship Scheme: Information and how to apply. PB3257A. London: MAFF Publications. 56pp.

- **Araújo, M. B., Guilhaumon F., Neto D. R., Pozo, I., Calmaestra R. (2011).**

Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad Española. 2 Fauna de Vertebrados. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, 640 páginas.

- **Arroyo, B., Delibes-Mateos, M., Blanco-Aguilar, J.A., Vargas, J.M. 2010.**

Contribución de la agricultura al aprovechamiento sostenible de la caza menor. En: Moyano, E. (Ed.). *Agricultura familiar en España. Anuario 2010*. Pp. 174-179. Fundación de Estudios Rurales, Madrid, España.

- **Arroyo, B., Caro, J., Muñoz-Adalia, E. J., Díaz-Fernández, S., Delibes-Mateos, M., Díaz-Fernández, M., Viñuela, J. (2017).** Reconciling economic and ecological sustainability: can non-intensive hunting of red-legged partridges be economically profitable? *Eur J Wildl Res*, 63: 14-24.

- **Barron, D. G., Brown, J. D. & Weatherhead, P. J.. (2010).** Meta-analysis of transmitter effects on avian behaviour and ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 1-8.

- **Baragaño, J.R. & Otero, C. (2001).** Status y perspectivas de la perdiz roja en España. En: Proceedings of the symposium on the status, management, and conservation of the species *Alectoris*, black francolin, thrush, quail and turtle dove in the Mediterranean region, pp. 96-110. Game Fund Service, Ministerio del Interior, Nicosia, Chipre.

- **Barrull, J., Mate, I., Casanovas, J. G., Salicrú, M., Gosálbez, J. (2011).** Selectivity of mammalian predator control in managed hunting areas: an example in a Mediterranean environment. *Mammalia*, 75:363-369.

- **Berger, F. (1987).** Contribution a l'étude du role des haies pour la perdrix rouge (*Alectoris rufa*). *Gibier Faune Sauvage* 4: 67-81

- **Birkan, M. (1971).** Tableaux de chasse et de piégeage d'un même territoire entre 1950 et 1971: fluctuations numériques des espèces et facteurs de l'environnement = Hunting bag and trapping records from a same game district (1950-1971): fluctuations in population numbers and environmental factors. *Gibier faune sauvage* n°2, pp. 97-111.

- **Birkan, M., Jacob, M., (1988).** La perdrix grise. Hartier, Paris.

- **BirdLife International, (2016).** *Alectoris rufa*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22678711A85911062.

- **Blanco-Aguilar, J.A. (2007).** *Variación espacial en la biología de la perdiz roja (Alectoris rufa): una aproximación multidisciplinar*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense, Madrid.

- **Blanco-Aguiar, J.A., Virgós, E. & Villafuerte, R. (2003).** Perdiz Roja (*Alectoris rufa*). En: *Atlas de las aves reproductoras de España*. (eds. R. Martí & J.C. Del Moral), pp. 212-213. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Sociedad Española de Ornitología, Madrid, España.

- **Blanco-Aguiar, J.A., Virgos, E., Villafuerte, R. (2004).** La perdiz roja. *Alectoris rufa*. In: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.), Libro rojo de las aves de España. Dirección General para la Biodiversidad-SEO / BIRDLIFE. Madrid.

- **Blanco-Aguiar, J., Delibes-Mateos, M., Arroyo, B., Ferreras, P., Casas, F., Real, R., Vargas, J.M., Villafuerte, R. y Viñuela, J. (2012).** Is the interaction between rabbit hemorrhagic disease and hyperpredation by raptors a major cause of decline of the red-legged partridge in Spain? *European Journal of Wildlife Research*, DOI 10.1007/s10344-011-0593-z.

- **Blondel, J. (1986).** Biogeografía y ecología. Editorial Academia. León, 190 pp.

- **Boatman, N.D., Brickle, N.W., Hart, J.D., Milsom, T.P., Morris, A.J., Murray, K.A. y Robertson, P.A. (2004).** Evidence for the indirect effects of pesticides of farmland birds. *Ibis*, 146, 131-143.

- **Bohus, B. (1974).** Telemetered heart rate responses of the rat during free and learned behaviour. *Biotelemetry*, 1, 193–201.

- **Blanco-Aguilar, J. A., Virgós, E., Bautista, L. M., Viñuela, J. (2001).** Análisis preliminar del estatus del sisón en Castilla-La Mancha y posibilidades de programas agroambientales de conservación. 4eme Seminaire international sur l'outarde canepetière. Castuela, España.

- **Borrvalho, R., Stoate, C. y Araujo, M. (2000).** Factors affecting the distribution of red-legged partridges in agricultural landscape of southern Portugal.
Bird Study 47: 304-310.

- **Borrvalho, R., Rito, A., Rego, F., Simoes, H. y Vaz-Pinto, P. (1998).** Summer distribution of red-legged partridges *Alectoris rufa* in relation to water availability on mediterranean farmland. *Ibis* 140: 620-625.

- **Bro, E., Clobert, J. & Reitz, F. (1999).** Effects of radiotransmitters on survival and reproductive success of gray partridge. *Journal of Wildl Management*, 63, 1039-1046.

- **Buxadé, C. & Notario, R. (1997).** La actividad cinegética en España: estructura y situación. En: Producciones cinegéticas, avícolas y otras. Zootecnia. Bases de producción animal. Tomo XII, pp: 16-31.

- **Caderón, J. 1977.** El papel de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en la dieta de los predadores ibéricos. *Doñana Acta Vertebrata*, 4:61-126

- **Calderon , J. 1983.** La perdiz roja (*Alectoris rufa*). Aspectos morfológicos, taxonómicos y biológicos. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. 482pp.

- **Capelo, M. & Castro Pereira, D. (1996).** Sobrevivência e dispersão de perdizes (*Alectoris rufa* L.) largadas em duas operações de repovoamento cinegético. *Revista Forestal*, 9: 245-253.

- **Caro, J., Delibes-Mateos, M., Vicente, J., Arroyo, B. (2014).** A quantitative assessment of the release of farm-reared red-legged partridges (*Alectoris rufa*) for shooting in central Spain. *Eur J Wildl Res*, 60: 919–926.

- **Caro, J., Delibes-Mateos, M., Viñuela, J., López-Lucero, J. F., Arroyo, B. (2015).** Improving decision-making for sustainable hunting: regulatory mechanisms of hunting pressure in red-legged partridge. *Sustain Sci*, 10: 479-489

- **Carpio, A. J., Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., Tortosa, F. S., Vicente, J. (2014b).** Is high abundance of wild ungulates in a Mediterranean region compatible with the European rabbit? *Wildlife Biology*, 20: 161-166.

- **Carpio, A. J., Castro-López, J., Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., Vicente, J., Tortosa, F. S. (2014c).** Effects of wild ungulates density on invertebrates in a Mediterranean ecosystem. *Animal Biodiversity and Conservation*, 37: 115-125.

- **Carpio, A. J., Oteros, J., Vicente, J., Tortosa, F. S., Guerrero- Casado, J. (2015).** Factors affecting Red-Legged Partridge *Alectoris rufa* abundance on big-game hunting estates: implications for management and conservation. *Ardeola*, 62 (2): 283-297.

- **Carranza, J. & Vargas, J. M. (Eds.) (2007).** Criterios para la Certificación de la Calidad Cinegética en España. Pedro Cid. Cáceres.

- **Casas, F. & Viñuela, J. (2010).** Agricultural practices or game management: which is the key to improve red-legged partridge nesting success in agricultural landscapes? *Environmental Conservation* 37:177-186.

- **Caughley, G. y Sinclair, A.R.E. (1994).** Wildlife ecology and management. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- **Charlesworth, B. (1980).** Evolution in age-structured populations. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- **Cheylan, G. (1999).** Perdrix rouge *Alectoris rufa*. In : Rocamora, G. & Yeatman-Berthelot, D. Oiseaux menacés et à surveiller en France. SEOF/LPO :286-287.

- **Cox, D. R. & Oakes, D. (1984).** Analysis of Survival Data. New York: Chapman and Hall.

- **Craighead, J. J., Craighead, F. C., McCutchen, H. E. (1970).** Age determination of grizzly bears from fourth premolar tooth sections. *J Wildl Manage*, 34:353–363.

- **Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (Eds.) (1980).** *The Birds of the Western Palearctic. Vol. II.* Oxford University Press. Oxford.

Crick, 2004

- **Csermely, D., Mainardi, D. & Spano, S. (1983).** Escape reaction of captive young red-legged partridges (*Alectoris rufa*) reared with or without visual contact with man. *Applied Animal Ethology*, 11: 177–182.

- **Cubasch, U., von Storch, H., Waszkewitz, J., Zorita, E. (1996).** Estimates of climate change in Southern Europe derived from dynamical climate model output. *Climate Research*,. Vol 7 (2): 129-149.

- **De la Concha, I., Hernández, C. y Pinilla, J. (2006).** Medidas beneficiosas para las aves financiadas a través del nuevo reglamento de desarrollo rural. Sugerencias para su diseño y aplicación en NATURA 2000. SEO/Birdlife. Madrid. España. 196 pp.

- **Delibes-Mateos, M., Ferreras, P. y Villafuerte, R. (2008).** Rabbit populations

and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain. *Biodiversity and Conservation*, 17: 559-574.

- **Delibes-Mateos, M., Díaz-Fernández, S., Ferreras, P., Viñuela, J., Arroyo, B. (2013a).** The role of economic and social factors driving predator control in small game estates in central Spain. *Ecology and Society* 18(2): 28.

- **Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Olivero, J, Vargas, J.M. (2013b).** Impact of land-use changes on red-legged partridge conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation* 39:337-346.

- **Delibes-Mateos, M., Giergiczny, M., Jesús Caro, J., Viñuela, J., Riera, P., Arroyo, B. 2014.** Does hunters' willingness to pay match the best hunting options for biodiversity conservation? A choice experiment application for small-game hunting in Spain. *Biological Conservation*, 177: 36–42.

- **Díaz-Fernández, S., Arroyo, B., Casas, F., Martínez-Haro, M., Viñuela, J. (2013).** Effect of Game Management on Wild Red-Legged Partridge Abundance. *PLoS ONE* 8(6): e66671.

- **Díaz-Ruiz, F., García, J., Pérez-Rodríguez, L. y Ferreras, P. (2010).** Experimental evaluation of live cage-traps for black-billed magpies *Pica pica* management in Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 56(3): 239-248.

- **Díaz-Ruiz, F., Ferreras, P., (2013).** Conocimiento científico sobre la gestión de depredadores generalistas en España: el caso del zorro (*Vulpes vulpes*) y la urraca (*Pica pica*). *Ecosistemas* 22(2): 40-47.

- **Díaz-Ruiz, F. (2014).** Ecología y gestión de depredadores generalistas: el caso de zorro (*Vulpes vulpes*) y la urraca (*Pica pica*). Tesis Doctoral. Universidad de Castilla-La Mancha. Ciudad Real.

- **Díaz-Sánchez, S., Mateo Moriones, A., Casas, F., Höfle, U. (2012).** Prevalence of *Escherichia coli*, *Salmonella* sp. and *Campylobacter* sp. in the intestinal flora of farm-reared, restocked and wild red-legged partridges (*Alectoris rufa*): is restocking using farm-reared birds a risk? *European Journal of Wildlife Research* 58:99-105.

- **Díaz-Sánchez, S., Sánchez, S., Ewers, C., Ursula Höfle, U. (2012).** Occurrence of avian pathogenic *Escherichia coli* and antimicrobial-resistant *E. coli* in red-legged partridges (*Alectoris rufa*): sanitary concerns of farming. *Avian Pathology* 41(4), 337-344.

- **Díaz-Sánchez, S., López, A. Gamino, V., Sánchez, S., Ewers, C., Höfle, U. (2013).** A colibacillosis outbreak in farmed Red-Legged Partridges (*Alectoris rufa*). *Avian Diseases*. 57:143–146.

- **Doak, D. F. (1995).** Source-sink models and the problem of habitat degradation general models and applications to the Yellowstone grizzly. *Conservation Biology* 9: 1370- 1379.

- **Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2001).** Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of The Royal Society of London Series B- Biological Sciences* 268, 25-29.

- **Donald, P. F., Pisano, G., Rayment, M. D. & Pain, D. J. (2002).** The Common Agricultural policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture Ecosystems & Environment* 89, 167-182.

- **Dowell, S. D. (1990).** The development of anti-predator responses in gray partridge and common pheasants. En: *Pheasants of Asia 1989*, D. A. Hill, P. J. Garson y D. Jenkins (Eds.). World Pheasant Association, Reading U. K.: 193-199.

- **Dowell, S. D. (1992).** Problems and pitfalls of gamebirds reintroduction and restocking: an overview. In: *Perdix VI, First International Symposium on Partridges, Quails and Francolins*, M. Birkan, G. R. Potts, N. J. Aebischer and S. D. Dowell, eds. *Gibier Faune Sauvage*, 9:773-780.

- **Duarte, J. (2012).** Ciclo reproductor y aprovechamiento cinegético de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en Andalucía. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga, España.

- **Duarte, J., y M Vargas (2001).** Mamíferos depredadores de nidos de perdiz roja (*Alectoris rufa*) en olivares del sur de España. *Galemys* 13: s47-s58.

- **Duarte, J., Farfán, M.A. y Guerrero, J.C. (2008).** Importancia de la predación en el ciclo anual de la perdiz roja. En: Garrido, J.L. (Ed.). Especialista en control de predadores. FEDENCA-EEC: 133-142.

- **Duarte, J. y Vargas, J.M. (2004).** Field interbreeding of released farm-reared red-legged partridges (*Alectoris rufa*) with wild ones. *Game and Wildlife Science*, 21: 55-62.

- **Dumke, R. T., Pils, C. M. (1973).** Mortality of radio-tagged pheasant on the Waterloo Wildlife Area. *Wis. Dep. Nat. Recur. Tech. Bull.* 72.

- **Dunn, P. O., Winkler, D. W. (2010).** Effects of climate change on timing of breeding and reproductive success in birds. Pages 113–128 en A. P. Møller, W. Fielder, and P. Berthold, editors. *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK..

- **European Environment Agency (2016).** Report.

- **Eliassen, E. (1960).** A method for measuring heart rate and stroke/pulse pressure in birds by normal flight. Arbok University Bergen. *Mat-Nat. Ser.*, 12: 1–22.

- **Farthouat, J.P. (1983).** Expérimentations de méthodes de recensement des perdrix rouges (*Alectoris rufa*) dans le sud de la France. Actas XV Congr. Int, Fauna Cinegética y Silvestre, Trujillo, 1981. pp. 709-719.

- **Fontoura, A.P. (1992).** Socioeconomics impact of red-legged partridge hunting in Portugal. *Gibier Faune Sauvage*, 9: 871-880.

Fritts & Mech 1981

- **Gamino, V., Gutiérrez-Guzmán A. V., Fernández-de-Mera, I. G., Ortiz, J. A., Durán-Martín, M., de la Fuente, J., Gortázar, C., Höfle, U. (2012).** Natural Bagaza virus infection in game birds in southern Spain. *Vet Res*, 2012: 43-65.

- **Gamino, V., Escribano-Romero, E., Blázquez, A. B., Gutiérrez-Guzmán, A. V., Martín-Acebes, M. Á., Saiz, J. C., Höfle, U. (2016).** Experimental North American West Nile Virus Infection in the Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*). *Veterinary Pathology*, DOI: 10.1177/0300985815612554.

- **García, F.J. y Vargas, J.M. (2000).** Jabalíes, los mayores predadores de nidos. *Trofeo*, 360: 46-50.

- **Garrido, J.L. (2012).** *La caza. Sector económico. Valoración por subsectores.*

FEDENCA-EEC, Madrid, España.

- **Gaudin, J. C., Ricci, J. C. (1987).** Refuge capacity of a linear environment for the **red-legged** partridge. Evidence of the reserve effect of such an environment. Case of the National Hunting Office's reserve at Donzere-Mondragon (*Alectoris rufa* L.). Office National de la Chasse, Paris (France). Service Technique.

- **Gaudioso, V.R., Sánchez-García, C., Pérez, J.A., Rodríguez, P.L., Armenteros, J.A. & Alonso, M.E. (2011).** Does early antipredator training increase the suitability of captive red-legged partridges (*Alectoris rufa*) for releasing? *Poultry Science*, 90 (9): 1900–1908.

- **Gaudioso, V.R., Pérez, J.A., Sánchez-García, C., Armenteros, J.A., Lomillos, J. M., Alonso, M.E. (2013).** Isolation from predators: a key factor in the failed release of farmed red-legged partridges (*Alectoris rufa*) to the wild? *British Poultry Science*, 52(2): 155-162.

- **Geroudet, P. (1955).** Grands échassiers, Gallinacés, Râles d'Europe. *Delachaux et Niestlé* : 268-273.

- **Gortázar, C. (1998).** Las repoblaciones de perdiz roja. En: La perdiz roja. Fedenca. Pp. 119-134.

- **Gortázar, C., Villafuerte, R. and Martín María. (2000).** Success of traditional restocking of red-legged partridge for hunting purposes in areas of low density of northeast Spain Aragón. *Z. Jagdwiss*, 46 (2000), 23-30.

- **Gortázar, C., Acevedo, P., Ruiz-Fons, F. y Vicente, J. (2006).** Disease risks and overabundance of game species. *European Journal of Wildlife Research*, 52: 81-87.

- **Green, R. E. (1984).** The feeding ecology and survival of partridge chicks (*Alectoris rufa* and *Perdix perdix*) on arable farmland in east anglia. *J. Appl. Ecol.*, 21:817-830.

- **Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A. (2005).** Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307:550-555.

- **Heisey, D. M. & Fuller, T. K. (1985)** Evaluation of survival and cause-specific mortality rates using telemetry data. *Journal of Wildlife Management*, 49: 668- 674.

- **Hermes, J. C., Woodard, A. E., Vohra, P., Snyder, R. L. (1983).** The effect of ambient temperature and energy levels on reproduction in Red-Legged partridges. *Poult. Sci.*, 62, 1160–1168.

- **Herranz, J. (2000).** Efectos de la depredación y del control de predadores sobre la caza menor en Castilla La Mancha. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid.

- **Herranz, J., Yanes, M. & Suárez, F. (2000).** Relaciones entre la abundancia de las especies de caza menor, sus depredadores y la estructura del hábitat en Castilla-La Mancha (España). *Ecología*, 14: 219-233.

- **Herranz, J., Yanes, M. y Suárez, F. (2002).** El impacto de la predación sobre las poblaciones de perdiz roja. En: Lucio, A. y Sáenz de Buruaga, M. (Eds.). Aportaciones a la gestión sostenible de la caza. FEDENCA-EEC: 81-100.

- Hooge, P. N. (1991). **The Effects of Radio Weight and Harnesses on Time Budgets and Movements of Acorn Woodpeckers.** *Journal of Field Ornithology*, 62, (2): 230-238.

- **Horton, G. I. & Causey, M. K. (1984).** Brood abandonment by radio-tagged American Woodcock hens. *J. Wildlife Management*, 48: 606–607.

- **Hudson. P.J., Dobson, A.P. & Newborn, D. (1992^a).** Do parasites make prey vulnerable to predation? Red grouse and parasites. *Journal of Animal Ecology*, 61: 681-692.

- **Hudson, P. J. and Dobson, A. P. (1997).** Host-parasite processes and demographic consequences, pp.128-154 in: Clayton, D. H. and Moore, J. (eds.) Host-parasite evolution. General principles and avian models. Oxford University Press, Oxford, UK.

- **Inouye, D. W., Barr, Armitage, K. B. & Brian D. Inouye (2000).** Climate Change Is Affecting Altitudinal Migrants and Hibernating Species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Vol. 97, No. 4, 1630-1633.

- **Janzen, F. J. (1993).** An experimental analysis of natural selection on body size of hatchling turtles. *Ecology*, 74: 332- 341.

- **Jayne, B. C. & Bennett, A. F. (1990).** Selection on locomotor performance capacity in a natural population of garter snakes. *Evolution*, 44: 1204-1229.

- **Jetz, W., Wilcove, D. S., Dobson A. P. (2007).** Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biol*, 5(6): 1211-1219. e157.

- **Johnson, D.H. (1980).** The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61, 65–71.

- **Jones, J. (2001).** Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A Critical Review. *The Auk* 118(2):557-562.

- **Junta de Navarra. (2000).** Plan estratégico de caza para Navarra (2001-2008). Navarra 120 pp.

- **Lebreton, P. (1982).** Quelques remarques d'ordre écologique et biologique formulées à propos des gallinacées européens. *Alauda*, 50: 260-277.

- **Kaplan, E. L. & Meier, P. (1958).** Nonparametric estimation from incomplete observations. *J. Am. Stat. Assoc.*, 53:457-481.

- **Keith, L. B., E., Meslow, Ch., Rongstad, O. J. (1968).** Techniques for Snowshoe Hare Population Studies. *The Journal of Wildlife Management*, Vol. 32, (4): 801-812.

- **Kenward, R.E., Robertson, P.A., Coates, A.S., Marcstrom, V. y Karlbom, M. (1993).** Techniques for radio-tagging pheasant chicks. *Bird Study*, 40: 51-54.

- **Kenward, R.E., Marcström, V. and Karlbom, M. (1981).** Goshawk winter ecology in Swedish pheasant habitats. *J. Wildl. Manage.* 45: 397-408.

- **Kenward, R. E. (1977).** Prédation on released Pheasants (*Phasianus colchicus*) by goshawks (*Accipiter gentilis*) in central Sweden. *Viltrevy*, 10: 79-112.

- **Kenward, R. E., Walls, S. S., , Hordder, K. H., Pahkala, M., S. N. Freeman, S. N., Simpson, V. R. (2000).** The prevalence of non-breeders in raptor populations: evidence from rings, radio-tags and transect surveys. *Oikos*, 91: 271-279.

- **Kenward, R.E. (2000).** A manual for wildlife radio tagging. - Academic Press, London.

- **Kenward, R. E. & Hodder, K. H. (1996).** Ranges V. An analysis system for biological location data. Institute Of Terrestrial Ecology, Wareham, United Kingdom.

- **Kolz, A. L., Lentfer, J. W., Fallek, H. G. (1980).** Satellite radio tracking of polar bears instrumented in Alaska. Pages 743-752 en C. J. Amlaner, Jr., and D. W. MacDonald, eds. A handbook on biotelemetry and radio tracking. Pergamon Press, Oxford. 804 pp.

- **Lartigues, A., Mallet, C. (1983).** Conséquences sur le petit gibier de l'évolution del'agriculture française. *Bulletin technique d'information*, 377-378, 103-117.

- **Laurie, W. A. & Brown, D. (1990).** Population biology of marine iguanas (*Amblyrhynchus cristatus*). III. Factors affecting survival. *J. Anim. Ecol.*, 59: 545-568.

- Peter N. Laver, P. N., Kelly, M. J. (2008). A Critical Review of Home Range Studies. *The Journal of Wildlife Management*, 72 (1): 290-298.

- **Lee, J. E., White, G. C., Garrott, R. A., Bartmann, R. M. & Alldrendge, A. W. (1985).** Accessing (sic) accuracy of radiotelemetry system for estimating animal locations. *J. Wildl. Manage.*, 49: 658- 663.

- **Lemuyan, C. D., White., Nybert, W. E., Christian, J. J. (1959).** Design of a miniature radio transmitter for use in animal studies. *Journal of Wildlife Management*, 23:561–565.

- **Leránoz, I., Castien, E. (1989).** Repoblaciones con perdiz roja. Experiencias controladas. Gobierno de Navarra, Departamento de Agricultura, Ganadería y Montes.

- **Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F, Mateo, R. (2013).** Experimental exposure of red-legged partridges (*Alectoris rufa*) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. *Ecotoxicology*, 22:125-138.

- **López-Ontiveros A, García-Verdugo, F. J. (1991).** Geografía de la caza en España. *Agric. Soc.*, 58: 81–112.

- **Lucio, A.J. (1990).** Influencia de las condiciones climáticas en la productividad de la perdiz roja. *Ardeola*, 37: 207-219.

- **Lucio, A. J. 1998.** Recuperación y gestión de la perdiz roja española. In: La perdiz roja. FEDENCA. pp. 63-92, 03-117.

- **Lucio, A. J. (1991)** Selección de hábitat de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en matorrales supramediterráneos del noroeste de la cuenca del Duero. Aplicaciones para la gestión del hábitat cinegético. *Ecología*, 5: 337-353.

- **Lucio, A. J. & Purroy, F. J. (1987)**. Selección de hábitat de *Alectoris rufa* en la llanura cerealista del SE de León. Actas I Congreso Internacional de Aves Esteparias, pp 225-264. León.

- **Lucio, A. J. & Purroy, F. J. (1992)**. Red-legged partridge (*Alectoris rufa*) habitat selection in northwest Spain. *Gibier et Faune Sauvage*, 9: 417-429.

- **Lucio, A. J., Purroy, F.J., Sáenz de Buruaga, M & Llamas, O. (1996)**. Consecuencias del abandono agroganadero en áreas de montaña para la conservación y aprovechamiento cinegético de las perdices roja y pardilla en España. *Revista Forestal*, 9 (1): 305-318.

- **Ludwig, G.X., Alatalo, R.V., Helle, P., Lindström, J., Siitari, H., (2006)**. Short-and longterm population dynamical consequences of asymmetric climate change in black grouse. *Proc. Roy. Soc. London, B* 273, 2009–2016.

- **Macdonald, D. W. (1979)**. Helpers in fox society. *Nature*, 282, 69-71.

- **Mañosa, S. (2002).** The conflict between gamebird hunting and raptors in Europe. REGHAB Project. European
- **Marco, I., Mentaberre, G., Ponjoan, A., Bota, G., Mañosa, S., Lavin, S. (2016).** Capture myopathy in Little Bustards after trapping and marking. *Journal of Wildlife Diseases*, 42: 889-891.
- **Martínez de Castilla, A., Martínez, A. (2004).** ¿Es beneficioso controlar las urracas? *Trofeo*, Diciembre 2004: 58-62.
- **Marchant, J.H., Hudson, R., Carter, S.P. & Whittington, P. (1990).** Population Trends in British Breeding Birds. Tring: British Trust for Ornithology.
- **Mateo-Moriones, A., Villafuerte, R., Ferreras, P. (2012).** Does fox control improve red-legged partridge (*Alectoris rufa*) survival? An experimental study in Northern Spain. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35: 395- 404.
- **Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J., (1997).** Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277: 504-509.
- **Marquiss, M., Newton, I. (1982).** Habitat preference in male and female Sparrowhawks. *Ibis*, 124: 324-328.

- **Michod, R. E. (1979)** Evolution of life histories in response to age-specific mortality factors. *Am. Nat.*, 113: 531- 550.

- **Millán, J. (2004).** Alteraciones asociadas a la cría en cautividad de galliformes silvestres. Estudios fisiológicos y parasitológicos en perdiz roja (*Alectoris rufa*) y faisán vulgar (*Phasianus colchicus*). Universidad de Zaragoza, Zaragoza.

- **Millán, J. (2009).** Diseases of the red-legged partridge (*Alectoris rufa* L.): A review. *Wildlife Biology in Practice*, 5: 70-88.

- **Millán, J., C. Gortazar, R. Villafuerte, (2001).** “Marked difference in the splachnometry of farm-Bred and Wild Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*).” *Poultry Science*, 80: 972-975.

- **Millán, J., Gortázar, C., Buenestado, F. J., Rodríguez, P., S. Tortosa, F. & Villafuerte, R. (2002).** Effects of a fiber-rich diet on physiology and survival of farm-reared red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *Comparative Biochemistry and Physiology*. 134: 85–91.

- **Millán, J., Gortázar, C., Villafuerte, R. (2004).** A comparison of the helminth faunas of wild and farm-reared red-legged partridges. *Journal of Wildlife Management*, 68: 701-707.

- **Millan, J., Gortázar, C., Martin-Mateo, M.P. & Villafuerte, R. (2004).**

Comparative survey of the ectoparasite fauna of wild and farm-reared red-legged partridges (*Alectoris rufa*), with an ecological study in wild populations. *Parasitology Research*, 93(1): 79-85.

- **Møller A. P., Fiedler W., Berthold P. (eds) (2010).** Effects of climate change on birds. Oxford, UK: Oxford University Press.

- **Moleón, M. (2008).** Interacciones ecológicas entre depredadores y presas: águilas perdiceras, conejos y perdices. Tesis Doctoral, Universidad de Granada.

- **Moleón, M., Barea-Azcón, J.M., Ballesterós-Duperón, E., Gil-Sánchez, J.M., Virgós, E., Chiroso, M. (2003).** ¿Es apropiado el uso de jaulas-trampa para el control selectivo de carnívoros?: Resultados de una campaña de trampeo en la provincia de Granada. Actas de las VI Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos. Ciudad Real, España. pp. 124.

- **Muñoz-Igualada, J., González, L.M. (2008).** Evaluación de trampas de retención. Norma ISO 10990-5 y acuerdos internacionales. En: Garrido, J.L. (eds.) 2008. Especialista en control de predadores. Aportaciones a la Gestión Sostenible de la Caza (3), pp. 159-170. FEDENCA, Escuela Española de Caza, Madrid, España

- **Murray, D. L., Fuller, M. R. (2000).** A critical review of the effects of marking on the biology of vertebrates. Pp. 15-64, In F. T. Boitani (Ed.). *Research Techniques in Animal Ecology*. Columbia University Press. NY. 464 pp.

- **Nadal, J. (1992).** Cuidado de las poblaciones de perdiz roja. El hábitat y el público. Pages 67-73 in *La Perdiz Roja*. Fundación La Caixa. Aedos, Barcelona, Spain.

- **Nadal, J. (1997).** Manual para aumentar el rendimiento cinegético de los cotos de caza menor en la provincia de Burgos. Delegación Burgalesa de Caza.

- **Nadal, J. (1998).** La bioecología de la perdiz roja. In: Federación Española de Caza (eds.). *La perdiz roja*. Madrid. Federación Española de Caza. In *La perdiz roja*. I curso. Editorial V-Fedencsa. pp. 33–45.

- **Nadal, J., Nadal, J., Rodríguez-Teijeiro, J.D. (1996).** Red-legged partridge (*Alectoris rufa*) age and sex ratios in declining populations in Huesca (Spain) applied to management. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 51: 243-257.

- **Naciri, M., Repérant, J. M., Fort, G., Crespin, J., Duperray, J., Benzoni, G. (2011).** *Eimeria* involved in a case of coccidiosis in farmed red-legged partridges (*Alectoris rufa*) in France: oocyst isolation and gross lesion description after experimental infection. *Avian Pathol*, 40: 515–524.

- **Negro, J.J.; M.J. Torres; J.A. Godoy 2001.** RAPD analysis for detection and eradication of hybrid partridges (*Alectoris rufa* x *A. graeca*) in Spain. *Biological Conservation*, 98: 19-24.

- **Newton, I. (1998).** Population limitation in birds. Academic Press. London.

- **Nicholls, T. H., Warner, D. W. (1972).** Barred Owl habitat use as determined by radiotelemetry. *Wildl. Mgmt.*, 36: 213-24.

- **Noel, B. L., Bednarz, J. C., Ruder, M. G., Keel, M. K. (2013).** Effects of radio-transmitter methods on Pileated Woodpeckers: An improved technique for large woodpeckers. *Southeastern Naturalist*, 12(2):399-412.

- **Ontiveros, D., Pleguezuelos, J.M. y Caro, J. (2005).** Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's eagle and conservation measures. *Biological Conservation*, 123: 19-25.

- **Oñate, J. J. (2005).** A reformed CAP? Opportunities and threats for the conservation of steppe-birds and the agri-environment. In: Bota, G., Morales, M.B., Manõosa, S., Camprodon, J. (Eds.), *Ecology and Conservation of Steppe-Land Birds*. Lynx Edicions, Barcelona, pp. 253–282.

- **Oñate, J.J., Andersen, E., Peco, B., Primdahl, J., 2000.** Agri-environmental schemes and the European agricultural landscape: the role of indicators as valuing tools for evaluation. *Landsc. Ecol.*, 3, 271-280.

- **Paganin, M., Meneguz, P. (1992).** Gut length of wild and reared rock partridges (*Alectoris graeca*): its role in release success. *Gibier Faune Sauvage*, 9: 709-715.

- **Pain, D.J., Pienkowski, M.W. (Eds.), 1997.** Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Birds Conservation. Academic Press, London.

- **Palomares, F., Gaona, P., Ferreras P., Delibes, M. (1995).** Positive Effects on Game Species of Top Predators by Controlling Smaller Predator Populations: An Example with Lynx, Mongooses, and Rabbits Conservation Biology, Vol. 9, (2): 295-305.

- **Palomares, E. y Caro, T.M. (1999).** Interspecific killing among mammalian carnivores. *Am. Nat.*, 153: 492–508.

- **Panek, M. (2005).** Demography of grey partridge *Perdix perdix* in Poland in the years 1991-2004: reasons of population decline. *European Journal of Wildlife Research*, 51: 14-18.

- **Panek, M. (1992a)**. The effect of environmental factors on survival of grey partridge (*Perdix perdix*) chicks in Poland during 1987–89. *J Appl Ecol*, 29: 745–750.

- **GW Pendleton, G. W., Titus, K., DeGayner, E., Flatten, C. J., Lowell, R. E. (1998)**. Compositional analysis and GIS for study of habitat selection by goshawks in southeast Alaska. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, (3): 280-295.

- **Pépin, D. & Blayac, J. (1990)**. Impacts d'un aménagement de la garrigue et de l'intauration d'un plan de chasse sur la démographie de la perdrix rouge (*Alectoris rufa*) en milieu méditerranéen. *Gibier Faune Sauvage*, 7: 145-158.

- **Pérez, J.A., Alonso, M.E., Gaudioso, V.R., Olmedo, J.A., Díez, C. y**

Bartolomé, D. (2004). Use of radiotracking techniques to study a summer repopulation with red-legged partridge (*Alectoris rufa*) chicks.

Poultry Science, 83: 882-888.

- **Perez, J.A., Alonso, M.E., Prieto, R., Bartolomé, D. & Gaudioso, V.R. (2010)**. Influence of the breeding system on the escape response of red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *Poultry Science*, 89: 5–12.

- **Pollock, K.H., Winterstein, S.R., Bunck, C.M., and Curtis, P.D. (1989).** Survival analysis in telemetry studies; the staggered entry design. *Journal of Wildlife Management*, 53: 7-15.

- **Ponce-Boutin, F. (2000a).** La Perdrix rouge. *Faune Sauvage*, 251 : 46-53.

- Ponjoan, A., Bota, G., García de la Morena, E. L., Morales, M. B., Wollf, A., Marco, I., Mañosa, S. (2008). Adverse effects of capture and handling Little Bustard. *Journal of Wildlife Management*, 72: 315-319.

- **Potts, G. R., Tapper, S. C., Hudson, P. J. (1984).** Population fluctuations in red grouse. Analysis of bag records and a simulation model. *Journal of Animal Ecology*, 53: 21–36.

- **Potts, G. (1980).** The effects of modern agriculture, nest predation and game management on the population ecology of partridges. *Advances in Ecological Research*, 11: 1-79.

- **Potts, G.R. (1989).** The impact of releasing hybrid partridges on wild red-legged populations. *Game Conservancy Rev.*, 1988: 81-85.

- **Prugh, L. R., Stoner, C. J., Epps, V. C., Bean W. T., Ripple, W. J., Laliberte, A. S., Brashares, J. S., (2009).** The rise of the mesopredator. *BioScience*, 59: 779-791.

- **Ramalho, C. & Fontoura, A.P. (1996).** Influência do ordenamento cinegético nas populações de Perdizvermelha (*Alectoris rufa*) do Parque Natural de Montesinho. In Actas do I Workshop Sobre Biologia da Caça - As Aves, a Caça e a Protecção da Natureza (eds A.P. Fontoura, M. Silva, D. Gonçalves & S. Dias), pp. 89–94. Associação Portuguesa de Biólogos, Porto.

- **Rands, M. R. W. (1986a).** Effects of hedgerow characteristics on Partridge breeding densities. *J. Appl. Ecol.*, 23: 479-487.

- **Rands, M. R. W. (1986b).** The survival of gamebird (Galliformes) chicks in relation to pesticide use on cereals. *J. Appl. Ecol.*, 128: 57-64.

- **Rands, M. R. W. (1988).** The effect of nest site selection on nest predation in grey partridge *Perdix perdix* and red legged partridge *Alectoris rufa* . *Ornis Scandinavica*, 19: 35-40.

- **Recio, M. R., Virgós, E. (2010).** Predictive niche modelling to identify potential areas of conflicts between human activities and expanding predator populations: a case study of game management and the grey mongoose, *Herpestes ichneumon*, in Spain. *Wildlife Research*, 37(4): 343-354.

- **Redpath, S. M., Mougeot, F., Leckie, F. M., David A. Elston, D. A., Hudson, P. J. (2006).** Testing the role of parasites in driving the cyclic population dynamics of a gamebird. *Ecology Letters*, 9: 410–418.

- **Reino, L., Borralho, R., Arroyo, B. (2016).** Influence of game crops on the distribution and productivity of red-legged partridges *Alectoris rufa* in Mediterranean woodlands. *Eur. J. Wildl. Res.*, DOI 10.1007/s10344-016-1034-9.

- **Rettie, W.J. and McLoughlin, F.D. (1999).** Overcoming radiotelemetry bias in habitat-selection studies. *Can. J. Zool.*, 77: 1175-1184.

- **Revilla, M., Pérez, E., Arnal, M. C., Villanúa, D., Fernández de Luco, D., Gortázar, C. (2007).** Principales patologías de la perdiz roja (*Alectoris rufa*). Proceedings of the 24 Rencontres du G.E.E.F.S.M, Junio 2006, Reserva Nacional de Caza de los Puertos de Tortosa y Beceite. España.

- **Revermann, R., Schmid, H., Zbinden, N., Spaar, R., Schroöder, B. (2012).** Habitat at the mountain tops: how long can Rock Ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) survive rapid climate change in the Swiss Alps? A multi-scale approach. *J Ornithol.* 153: 891–905.

- **Reynolds, J. C., Angelstam, P., Redpath, S. (1988).** Predators, their ecology and impact on gamebird populations. – In: Hudson, P. J. and Rands, M. R. W. (eds), *Ecology and management of gamebirds*. BSP Professional Books, Oxford, pp. 72–97.

- **Reynolds, J. C., Tapper, S. C. (1996).** Control of mammalian predators in game management conservation. *Mammal Review*. 26: 127-156.

- **Ricci, J. C. & Garrigues, R. (1986).** Influence de certaines caractéristiques des agrosystèmes sur les populations des perdrix grises (*Perdix perdix* L.) dans la région nordbasin parisien. *Gibier Faune Sauvage* 3: 369–392.

- **Ricci, J. C. (1985).** Utilisation de quelques ressources du milieu par les nichées de *Alectoris rufa* dans un agrosystème de type polyculture élevage. *Gibier Faune Sauvage*, 2 :15-38.

- **Ricci, J. C.; Mathon, J. F.; Garcia, A.; Berger, F. & Esteve, J. P. (1990).** Effect of habitat structure and nest site selection on nest predation in red-legged partridges (*Alectoris rufa* L.) in French Mediterranean farmlands. *Gibier Faune Sauvage*, 7: 231-253.

- **Rico, A. G., Braun, J. P., Benard, P., Burgat-Sacaze, V. (1977).** Biometrie, hematologie, biochimie plasmatique, enzymologie plasmatique et tissulaire de la perdrix rouge (*Alectoris rufa*). *Annales de Recherche Vétérinaire*, 8(3): 251-256.

- **Ríos-Saldaña, C. A. (2010).** Los planes Técnicos de Caza de Castilla-La Mancha y su Aplicación en la Gestión y Conservación de las Especies Cinegéticas. Tesis Doctoral Universidad de Castilla-La Mancha.

- **Ripple, W. J., Wirsing, A. J., Wilmers, C. C., Letnic, M. (2013).** Widespread mesopredator effects after wolf extirpation. *Biological Conservation*. 160: 70-79.

- **Rodríguez, P., Tortosa, F. S., Millán, J., Gortázar, C. (2004).** Plasma chemistry reference values from captive red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *British Poultry Science*, 45 (4): 565–567.

- **Roff, D. A. (1992).** The Evolution of life histories: theory and analysis. Chapman & Hall, New York.

- **Rosee, M. R. (1991).** Evolutionary biology of aging. Oxford University Press, Oxford, UK.

- **Rosenzweig, C., Karoly, D., Vicarelli, M., Neofotis, P., Wu, Q. (2008).** Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature*, 453: 353–357.

- **Rueda, M. J. (1986).** Estudio del régimen alimenticio de los pollos de Perdiz Roja durante los primeros 21 días de vida. Fundación J. M. Blanc. 90 pp.

- **Rueda, M. J., Baragaño, J. R., Notario, A. (1992).** Alimentación natural de la perdiz roja (*Alectoris rufa*). Pages 27–39 en: La Perdiz Roja, Gestión del Hábitat. Fundación La Caixa. Aedos, Barcelona, Spain.

- **Sæther, B.-E., Tufto, J., Engen, S., Jerstad, K., Røstad, O. W., Skåtan, J. E. (2000).** Population dynamical consequences of climate change for a small temperate songbird. *Science*, 287: 854-856.

- **Sánchez-García, C., Gaudioso, V. R., Alonso, M. E. (2007).** Los inicios de la producción cinegética en España; la cría industrial de perdiz roja (*Alectoris rufa*) en “Los Quintos de Mora” En: XIII Congreso Nacional de Historia de la Veterinaria, Gerona 19-21 octubre 2007.

- **Sánchez-García, C., Alonso, M. E., Prieto, R., González, V., Gaudioso, V. R. (2009).** Una visión sobre la avicultura para la producción de caza en España. *ITEA*, 105 (3): 169-183.

- **Sánchez-García, C., Alonso, M. E., Tizado, E. J., Pérez, J. A., J. A. Armenteros, J. A. & Gaudioso, V. R. (2016):** Anti-predator behaviour of adult red-legged partridge (*Alectoris rufa*) tutors improves the defensive responses of farm-reared broods. *British Poultry Science*, DOI: 10.1080/00071668.2016.1162283.

- **Sanderson, F.J., Donald, P.F., Burfield, I.J., 2005.** Farmland birds in Europe: from policy change to population decline and back again. In: Bota, G., Morales, M.B., Mañosa, S., Camprodon, J., (Eds.), *Ecology and Conservation of Steppe-land Birds*. Lynx Edicions & Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Barcelona.

- **Sanz, J.J. (2002).** Climate change and birds: have their ecological consequences already been detected in the Mediterranean region? *Ardeola*, 49: 109-120.

- **Sanz, J. J., Potti, J., Moreno, J., Merino, S. & Frias, O. (2003).** Climate change and fitness components of a migratory bird breeding in the Mediterranean region. *Global Change Biol.*, 9: 461–472.

- **Santos, T., Tellería, J. L. (1995).** Global environmental change to an the future of Mediterranean forest avifauna. En, J. M. Moreno & W. C. Oechel (Eds.): *Global Change an Mediterranean type ecosystems*, pp. 457-470. Springer-Verlag. New York.

- **Scarselli, D., Vecchio, G., Morelli, M. B., Petrini, R., Oliviero, F., Fontanelli, N., Canova, C., Cozzi, C., Mazzarone, V. (2013).** Survival and morphometrics of radiocollared wild and reared red-legged partridges *Alectoris rufa* in Pisa province (Tuscany, central Italy). *Avocetta*, 37: 87-93.

- **Scozzafava, S., De Sanctis, A. (2006).** Exploring the effects of land abandonment on habitat structures and on habitat suitability for three passerine species in a highland area of Central Italy. *Landscape and Urban Planning* 75: 23-33.

- **Sergio, F., Hiraldo, F. (2008).** Intraguild predation in raptors assemblages: a review. *Ibis*, 150: 132-145.

- **SEO/Birdlife (2015).** Resultados del programa SACRE de SEO/Birdlife 1998 a 2015. SEO/Birdlife, Madrid, España.

- **Snow, D. W., Perrins, C.M., (1998).** The birds of the western palearctic. Vol. 1 no Passerines. Oxford University Press, Oxford.

- **Sotelo, E., Gutierrez-Guzmán, A. V., del Amo, J., Llorente, F., El-Harrak, M., Pérez-Ramírez, E., Blanco, J. M., Höfle, U., Jiménez-Clavero, M. A. (2011).** Pathogenicity of two recent Western Mediterranean West Nile virus isolates in a wild bird species indigenous to Southern Europe: the red-legged partridge. *Veterinary Research*, 42:11

- **Stearns, S. C. (1992).** The evolution age and recruitment probability in the Western Gull *Larus occidentalis*. *Ibis*, 137: 352-359.

- **Tapper, S.C., Potts, G.R. y Brockless, M.H. (1996).** The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridge *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology*, 33: 965-978.

- **Tapper, S. (1992).** Perdices, depredadores y herbicidas. *Trofeo*, 260: 20-25.

- **Tapper, S., Green, R.E. y Rands, M.R.W. (1982).** Effects of mammalian predators on partridge populations. *Mammal Review*, 12(4): 159-167.

- **Tavares, P., Magalhaes, M.C. & Fontoura, A.P. (1998).** Population dynamics and habitat use of red-legged partridge (*Alectoris rufa*) in central Portugal. In: Proc. Perdix VII, Internacional Symposium on Partridges, Quails and Pheasants, 9-13 October 1995, Dourdan, France, M. Birlan, L.M. Smith, N.J. Aebischer, F.J. Purroy & P.A. Robertson, eds. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.*, 15.

- **Tellería, J. L., Santos, T., Rodríguez, A., Galarza, A. (1992).** Habitat structure predicts bird diversity distribution in Iberian forests better than climate. *Bird Study*, 39: 63–68.

- **Tournut, J., Montlaur-Ferradou, P., Pérez, M. F. (1971).** Etude de quelques normes biochimiques chez la perdix rouge (*Alectoris rufa* L.). Union Internationale des Biologistes du Gibier. Actes du Xe Congrès, Paris.

- **Trent, T. T. & Rongstad, J. (1974).** Home range and survival of cottontail rabbits in Southwestern Wisconsin. *J. Wildl. Manage*, 38: 459-472.

- **Valkama, J., Korpimäki, E., Arroyo, B., Beja, P., Bretagnolle, V., Bro, E., Kenward, R., Mañosa, S., Redpath, S.M., Thirgood, S. y Viñuela, J. (2005).** Birds of prey as limiting factor of gamebird population in Europe: a review. *Biological Reviews*, 80: 171-203.

- **Vargas, J.M. y Duarte, J. (2002).** Dos modelos discrepantes de gestión de la perdiz roja en España. En *Aportaciones a la gestión sostenible de la caza* (eds A.J. Lucio y M. Sáenz de Buruaga), pp. 141-47. FEDENCA-EEC, Madrid.

- **Vargas, J.M. y Cardo, M. (1996a).** El declive de la perdiz roja en el olivar.

Trofeo, 317: 23-27.

- **Vargas, J.M. y Cardo, M. (1996b).** La mejora de hábitat de la perdiz roja en el olivar. *Trofeo*, 318: 50-54.

- **Vargas, J. M., Guerrero, J. C., Farfán, M. A., Barbosa, A. M., Real, R. (2006).**

Land use and environmental factors affecting red-legged partridge (*Alectoris rufa*) hunting yields in Southern Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 52: 188-195.

- **Vargas, J. M., Farfán, M. A., Guerrero, J. C. (2006).** Comarcalización cinegética a escala regional: la experiencia piloto de Andalucía (sur de España). *Ecología*, 20: 415-434.

- **Villafuerte, R., Viñuela, J. Y Blanco, J.C. (1998).** Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain.

Biol. Conserv, 84: 181-188.

- **Villanúa, D. (2008).** Parásitos de la perdiz roja: implicaciones para su aprovechamiento cinegético y conservación. Tesis Doctoral. Universidad de Castilla-La Mancha, Ciudad Real.

- **Villanúa, D., Pérez-Rodríguez, L., Casas, F., Alzaga, V., Acevedo, P., Viñuela, J. y Gortázar, C. (2008).** Sanitary risks of red-legged partridge releases: introduction of parasites. *European Journal of Wildlife Research*, 54: 199–204.

- **Villanúa, D., Torres, J., Ardaiz, J., Alzaga, V., Ros, F., Cormenzana, A., Castián, E. (2011).** Relationship between landscape heterogeneity loss and redlegged partridge (*Alectoris rufa*) populations survival. *Abstract book of the XXXth Congress of the International Union of Game Biologist (UIGB) and PERDIX XIII*. 5-9 septiembre 2011, Barcelona, España. Pp. 176.

- **Viñuela, J., Villafuerte, R. (2004).** Predators and rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in Spain: a key conflict for European raptor conservation. In: Thompson DBA, Redpath S, Fielding AH, Marquiss M, Galbraith CA (eds) *Bird of prey in a changing environment*. The Stationery Office, Edinburgh, pp 511–526.

- **Virgos, E. y Travaini, A. (2005).** Relationship between small-game hunting and carnivore diversity in central Spain. *Biodiversity and Conservation*, 14(14): 3475-3486.

- **Voous, K. H. (1960).** Atlas of European birds. Edinburgh.

- **White, G. C., R. A. Garrott. (1990).** Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, New York.

- **Yanes, M., Herranz, J., de la Puente, J. & Suárez, F. (1998).** La perdiz roja. Identidad de los depredadores e intensidad de la depredación. En: La perdiz roja. Fedenca. Pp. 135-147.

CAPÍTULO 1 ECOLOGÍA ESPACIAL

Selección de habitat y tamaño del área de campeo de la perdiz roja en España.

Buenestado, F.J, Ferreras, P., Delibes-Mateos, M., Tortosa, F. S., Blanco-Aguilar, J. A. and Villafuerte, R. (2008). Habitat selection and home range size of red-legged partridges in Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 126: 158-162.

Resumen

De cara a comprender los factores que afectan al comportamiento espacial de la perdiz roja (*Alectoris rufa*), se ha llevado a cabo en el sur de España un estudio de radioseguimiento con perdices rojas silvestres. Durante los años 2000-2002, se capturaron 275 individuos en cuatro áreas de estudio con diferentes características ambientales y de gestión. De estos individuos se utilizaron 69 adultos y 23 juveniles para estudiar principalmente el tamaño de las áreas de campeo y selección de hábitat.

Según nuestro modelo empleado (GLM), tres variables del paisaje explican el 63% de la variabilidad en el tamaño de las áreas de campeo: lindes, tamaño de parche y molestias agrícolas. No hay diferencias en la selección de hábitat según el sexo o la edad debido a permanecer los grupos familiares unidos durante la mayor parte del año excepto durante el emparejamiento. El declive de las poblaciones de perdiz roja en España fue precedido por las concentraciones parcelarias y el aumento de la superficie cultivada por propiedad, lo cual aumentó el tamaño de parche a la vez que disminuyeron las lindes y áreas marginales de forma generalizada en España.

Habitat selection and home range size of red-legged partridges in Spain

Abstract

To understand the factors contributing to the spatial behaviour of the red-legged partridge (*Alectoris rufa*), a radio-tracking study of free living partridges was carried out in Spain. During 2000–2002, 275 individuals were captured in four areas with different environmental and management characteristics. Sixty-nine adults and 23 juveniles were used to study space use distributions, including home range size, core area size and habitat selection. According to a generalized linear mixed model, 63% of the variability in home range size was explained by three landscape variables: edge index, average patch size and agricultural disturbance. Habitat selection was not influenced by age or sex because parents and juveniles remained together for most of the year, except during mating. The decline of the red-legged partridge in Spain was preceded by agricultural transformations related to land holding concentration and an increase in cultivated surface per property, which increased patch sizes and decreased edge and marginal areas across Spain.

Keywords: Compositional analysis; Game management; Agricultural land-use; Common Agricultural Policy; *Alectoris rufa*

1. Introduction

Populations of farmland birds have declined across Europe, mainly due to agricultural intensification and abandonment (Pain and Pienkowski, 1997; Donald et al., 2001). The new ‘decoupled single payment plan’ may continue to promote intensification and

abandonment of traditional agricultural practices (On˜ate et al., 1998). However, the most recent CAP reforms of 2003 and the rural development regulations for 2006–2013 provide some optimism, from a conservation perspective, for the future of farmland biodiversity because they may discourage continued intensification.

In Europe, the red-legged partridge (*Alectoris rufa*) is classified as SPEC category 2 (Species of European Conservation Concern) based on its marked population declines and because its distribution is limited (BirdLife International, 2004). In the last two decades, partridge populations in Spain have declined for a variety of reasons, including loss of habitat, abandonment of traditional game management techniques, genetic introgression as a result of restocking with different species or hybrids, overhunting, and disease transmission due to limited sanitary controls when restocking (Lucio and Purroy, 1992; Gortázar et al., 2000; Blanco-Aguilar et al., 2004). Information about red-legged partridge habitat selection and use has so far been derived mainly from survey work, while radio-tracking studies have been used primarily for assessing survival of birds and the success of restocking programs (e.g., Gortázar et al., 2000; Millán et al., 2002; Alonso et al., 2005). Studies addressing the habitat selection of red-legged partridges in Europe have found that they prefer open land, mainly farmland, with abundant hedges (Potts, 1980; Lucio and Purroy, 1992; Vargas et al., 2006). Although 75% of the wild breeding populations of redlegged partridge are located in Spain, there is almost no information available for Spanish populations. The aim of this study was to determine the factors affecting the spatial distribution of wild red-legged partridges at a local scale in Spain. Specifically, home range size, habitat use and habitat selection were investigated. We tested the prediction that home range size is related to patch size, which is itself determined by degree of agricultural intensification.

2. Methods

Field work was conducted in four areas (see Table 1) in southern (Ca'diz, area A1) and central Spain (Ciudad Real, areas A2, A3 and A4). Wild partridges were live-trapped using large hand-held nets and spotlights in area 1 and cage trapped with decoys and baits in areas 2, 3 and 4. Captured birds were measured, marked and released within 15 min. Juveniles over 250 g and adults were fitted with 9 g necklace radio-tags (Biotrack, Dorset, UK) and ringed. The age and sex of birds were determined according to Sa'enz De Buruaga et al. (2001).

The location of radio-tagged partridges was determined by triangulation from two points of known location, using a hand-held radio-receiver and a three-element directional antenna. In addition, one third of total locations were recorded directly with a Global Position System (GPS; ± 10 m error). Radio-tracking lasted 9 months for each study area. Triangulation angles were maintained between 558 and

1308 and azimuths for a single radio location were recorded within a 6 min interval to reduce error due to animal movement. Most (90%) consecutive azimuths, however, were recorded within 4 min. Bearings were taken from a distance of ± 0.5 km in most cases. The accuracy of radiotracking was estimated by locating transmitters placed at points 0.5 km away from the observer (Lee et al., 1985). Resulting error polygons around triangulated locations of 0.61 ± 0.09 ha were calculated. Home range size was calculated using RANGES V software (Kenward and Hodder, 1996). The minimum convex polygon (MCP; Mohr, 1947) was estimated using the arithmetic mean algorithm and excluding 5% of fixes farthest from the harmonic centre (95% MCP; Kenward and Hodder, 1996). Autocorrelation analysis (RANGES V) was used to estimate intervals between locations. Successive locations separated by more than 6 h were considered independent. Activity centres were identified with 60% kernel contours and used to

define core areas (Worton, 1989). Incremental plots were used to determine the number of locations required to calculate the home range size. Twenty locations from each individual were randomly selected and we estimated the 95% MCP home range. The process was repeated randomly adding five locations and estimating home range size until all locations had been included. Sampling was deemed adequate at the point where each additional location produced less than a 1% increase in the home range size. The home range areas became asymptotic at about 32 fixes for area 1 and 24 for the other areas. Home range size was thus calculated on the basis of all fixes and data sets with ≥ 32 (area 1) and 24 fixes (areas 2, 3 and 4). Individuals with less fixes than required were excluded from the analysis.

2.1. Habitat use analysis

Partridge locations were overlaid (using ARCVIEW version 3.0, ESRI 1992–1996) on habitat maps derived from digital ortho-corrected aerial photographs (1:33,000) obtained from the Spanish Ministry of Agriculture; SIGOLEICOLA-1998. Habitat selection was assessed at two scales: the study area and the home range scales (see Johnson, 1980). The study area was defined by the boundaries of all habitat patches containing at least one radio location (see Aebischer et al., 1993). At the study area scale, we compared habitat within each home range to the average proportion of each habitat in 30 similar-sized home ranges randomly placed within the study area using

Table 1. Principal environmental characteristics of the four study areas.

	A1	A2	A3	A4
Location	05858 ^h W, 36827 ⁿ N	02850 ^h W, 38854 ⁿ N	Bordering A2 (W)	03807 ^h W, 38845 ⁿ N
Estate surface (ha)	1200	2000	800	5000
Environment	Agricultural area	Scrub, open Holm oak	Scrub, open Holm oak,	Agricultural area

	(wheat, beetroot, sunflower)		crops (wheat)	(wheat, vineyards, olives)
Altitude (m a.s.l.)	44-148	850-920	850-920	800
Game management	Water supply	Some ecological agriculture	Water supply	Water supply
	Supplementary feeding		Supplementary feeding	Supplementary feeding
	Predator control		Predator control	Predator control
Rainfall (mm/year)	600	400	400	450
Capture	46 Adults, 74 juveniles	41 Adults, 13 juveniles	19 Adults, 3 juveniles	19 Adults
Hunting modality	Driven partridge shooting	Nature reserve	Walk-up shooting with dogs	Driven partridge shooting

the Animal Movement extension from ARCVIEW (see Katnik and Wielgus, 2005). At the home range scale, for each individual we compared the proportion of fixes within each habitat with the availability within the whole home range. Due to the error inherent in estimating the real position of a given animal, each location was buffered with 0.61 0.09 ha, corresponding to our mean location error. Thus, habitat use was estimated as the proportion of each habitat within these buffers. Availability within the home ranges was estimated by generating as many additional buffers as locations randomly distributed within the home range.

We also determined whether habitat selection differed according to gender, age, and temporal scale: yearly, summer (from April to August) or winter (from September to January). Furthermore, the habitats of the nocturnal partridge locations were compared with random locations in order to test whether the partridges roost in particular habitats or in a random distribution.

Habitat selection was studied following the method described by Aebischer et al. (1993). Since the number of individuals must be larger than the number of habitat

types (Aebischer et al., 1993), habitats were grouped (7–11 categories). Cereals were chosen as the denominator in the log ratios because this habitat category was present in most home ranges and study areas.

Missing values of use and availability were assigned values of 0.0001 (a value lower than any use of availability proportion) as suggested by Aebischer et al. (1993). For all statistical tests, probability values of 0.05 were considered significant.

To evaluate the main factors affecting the home range size of red-legged partridges, a generalized linear mixed model was used with normal error and link identity functions on partridge annual home range size and landscape variables in the four study areas. Variables used for the spatial models were home range size (ha) as the dependent variable, and sex and landscape composition variables as independent variables. Landscape composition variables included an index of disturbance for partridges based upon agriculture activities. This index was derived from interviews [$n = 45$] with farmers, which classified the level of disturbance to partridges caused by agricultural activities required for each crop type (as a score in the range of 1–10), in all types of agricultural habitats. The disturbance index in each individual home range was calculated by multiplying the average disturbance rate of each crop by the percentage of different crop cover within the home range. We measured the average patch size of agricultural fields and an edge index that was calculated by dividing the length of boundaries between fields by the home range size. Furthermore, a Shannon vegetation diversity index was calculated from cover of different habitats.

Results

Number of locations per individual differed among the study areas ($F_{3,66} = 8.90$, $P < 0.001$) due to differences in the difficulty of sampling (see Table 2). Once this

difference was controlled for, annual home range size and core area size differed among study areas ($F_{2,65} = 9.65$, $P = 0.001$;

$F_{2,55} = 5.28$, $P = 0.008$), but not between males and females ($F_{1,65} = 0.05$, $P = 0.822$; $F_{1,55} = 0.07$, $P = 0.786$). Home ranges in areas A3 and A2 were significantly larger than in the other areas ($F_{1,24} = 9.57$, $P = 0.005$, see Table 2); however, no differences in home range size were found between areas with and without supplementary feeding ($F_{1,65} = 1.086$, $P = 0.301$).

Home range size varied between study areas in summer ($F_{2,58} = 6.44$, $P = 0.003$), but not in winter ($F_{2,40} = 1.89$, $P = 0.163$). No differences in home range size between sexes were found when seasons were considered separately

Table 2

Mean (TS.E.) annual home range (minimum convex polygon, 95%) and core area sizes (isoline 60% kernel analyses) of adults and juvenile red-legged partridges

	Study area	N	Sex	Age	H-R (ha)	Range (ha)	N° locations
MCP 95%	A1	14	M	A	46.8 ± 7.3	13.5-107.1	100.3 ± 7.8
		18	F	A	41.8 ± 5.3	13.6-107.5	87 ± 8
		17	M, F	J	34.3 ± 4.8	13.7-95.3	43.4 ± 3.4
	A2	9	M	A	48.7 ± 5.1	25.2-73.1	44.1 ± 8
		9	F	A	59.1 ± 11.1	29.1-132.9	38.5 ± 4.3
	A3	4	M	A	93.8 ± 14.4	50.9-114.1	44 ± 9.7
	4	F	A	75 ± 12.27	59.2-87.8	33.7 ± 11.6	

A4	5	M	A	28.5 ± 7.25	17.1-56.9	42.6 ± 1.6	
	6	F	A	27 ± 4.3	15-44.9	49.6 ± 1.1	
A1	15	M	A	14.8 ± 1.7	6-27	103 ± 7.7	
A1	17	F	A	17.5 ± 3	5-53.8	85.1 ± 7.5	
A1	16	M, F	J	13.4 ± 2.1	4.3-37.1	44.6 ± 3.1	
KERNEL							
60%	A2-3	10	M	A	26.4 ± 3.3	11.8-47.6	49.1 ± 7.2
	A2-3	8	F	A	23.1 ± 4.1	11.7-48.3	44.6 ± 3.3
	A4	5	M	A	22.2 ± 13.3	7.1-75.2	42.8 ± 1.7
	A4	6	F	A	13.6 ± 2	7.8-20.1	49.6 ± 1.1

($F_{1,58} = 0.05$, $P = 0.826$; $F_{1,40} = 1.42$, $P = 0.240$ for summer and winter, respectively).

When individual was included as a random factor, removing significant variability from the analysis ($F_{44,57} = 6.01$, $P < 0.001$), home ranges were significantly larger in spring–summer than in autumn– winter in area A2 (mixed ANOVA model: $F_{2,57} = 3.83$, $P = 0.026$).

Compositional analysis of habitat selection showed that in area A1, habitat selection by the 32 adult partridges was non-random within years at both the home range ($\chi^2 = 25.8$, d.f. = 10, $P < 0.01$) and study area scales ($\chi^2 = 126.1$, d.f. = 10, $P < 0.001$). Rankings differed significantly between these two spatial scales (MANOVA, $F_{10,53} = 52.21$, $P < 0.001$). Juveniles showed no significant preference for particular habitats ($\chi^2 = 13.4$, d.f. = 9, $P = 0.2$), but rankings did not differ significantly from those of adults (both sexes combined, MANOVA, $F_{9,38} = 1.17$, $P = 0.342$). The most preferred habitats at the home range scale for adults across a year (data from both seasons combined) were

ploughed fields, grass-bushes and tracks, while juveniles avoided ploughed fields. Within seasons, a significant habitat preference was found in both summer ($\chi^2 = 24.7$, d.f. = 10, $P < 0.01$) and winter analyses ($\chi^2 = 39.1$, d.f. = 10, $P < 0.001$), although this preference did not differ between seasons (MANOVA, $F_{10,53} = 0.38$, $P = 0.95$). Significant differences were found between sexes only in summer (MANOVA, $F_{10,21} = 2.83$, $P = 0.021$), males preferred ploughed fields whereas females preferred cereal crops. There were significant differences in habitat selection between night and daytime (MANOVA, $F_{10,53} = 5.09$, $P < 0.01$). For roosting, adult partridges

showed significant preferences ($\chi^2 = 34.07$, d.f. = 10, $P < 0.001$) for areas with crops that provide protection (such as sunflower and beetroot), and avoided tracks. During the day, females avoided tracks (MANOVA, $F_{10,21} = 2.22$, $P = 0.059$).

In A2, habitat used within the home range by 18 adult partridges was not significantly different from that available at both the annual ($\chi^2 = 11.7$, d.f. = 10, $P = 0.3$) and seasonal home range scales ($\chi^2 = 8.2$, d.f. = 7, $P = 0.5$; $\chi^2 = 12.8$, d.f. = 7, $P = 0.1$ for summer and winter, respectively). Similar results were found in A3 for eight adult partridges ($\chi^2 = 7.6$, d.f. = 9, $P = 0.5$ for the annual home range). At the study area scale, however, habitat selection occurred in both areas (A2, $\chi^2 = 30.1$, d.f. = 6, $P < 0.01$; A3, $\chi^2 = 47.3$, d.f. = 6, $P < 0.01$), with reeds and scrubland being the most strongly selected habitats, respectively.

No habitat preference was found in A4 at the study area scale ($\chi^2 = 9.32$, d.f. = 7, $P = 0.3$), but selection was observed at the home range scale ($\chi^2 = 20.3$, d.f. = 7, $P < 0.01$). The most preferred habitats were grasslands and irrigated lands, while birds avoided vineyards and olive groves. With regard to season, habitat selection in summer was non-random ($\chi^2 = 17.09$, d.f. = 7, $P < 0.02$); birds avoided olive groves whereas grassland, ploughed and

Table 3 Results of the generalized linear mixed model for partridge home range size and landscape variables

Variables	Coefficient	S.E.	Test	<i>P</i>
Disturbance index	0.0356	0.008	$F_{1,61} = 18.9$	<0.0001
Average patch size	0.2793	0.077	$F_{8,61} = 12.9$	0.0007
Edge index	-0.002	0.000	$F_{1,61} = 7.60$	0.0076
Study areas	0.156	0.176	$Z = 0.88$	0.013
Scaled deviance	62.18			

-
Analyses were made with normal error and identity link function

irrigated land and areas close to tracks were preferred. During the autumn–winter period, no significant habitat preferences were found ($\chi^2 = 9.76$, d.f. = 7, $P = 0.3$), even though no significant differences in habitat selection were found between seasons (MANOVA, $F_{7,14} = 2.53$, $P = 0.066$). We also found that habitat selection occurred when night ($\chi^2 = 15.5$, d.f. = 6, $P < 0.02$) and day ($\chi^2 = 16.9$, d.f. = 6, $P < 0.01$) were considered separately, although no significant differences in habitat selection were found between these periods (MANOVA, $F_{6,15} = 2.25$, $P = 0.095$). During the night, birds preferred ploughed fields and grasslands over irrigated lands, while during the day partridges preferred wheat fields and avoided olive groves.

1.1. Individual home ranges

Three landscape composition variables were correlated with partridge home range size (see Table 3). Agricultural disturbance and patch size were positively related to

home range size, whereas edge index was negatively related to home range size. These variables explained 63% of the variance of home range size.

Vegetation patches providing forage (grass, grass-bushes, plough, track edges) were preferred by partridges living in agricultural landscapes (A1 and A4) but not in natural habitats (A2 and A3).

Discussion

Our study indicates that differences in home range size are attributable to variations in patch size, edge abundance and human disturbance. In Spain, both the average size and useful agricultural surface of an agricultural property have increased over the last three decades, mainly due to increased land holding concentrations (INE, 2002). An interesting result from our study is the lack of a seasonal effect on home range size in agricultural areas (A4) that are subject to large seasonal variation of habitats due to crop cycles. However, our results also suggest that food quantity is not the main driver of spatial behaviour. Specifically, we found that home ranges in the three study areas where supplementary feeding was employed (A1, A3 and A4) did not differ from those in A2, where this game management practice was not used.

The intensity of habitat selection was affected by the average patch size in each locality, suggesting that this is a general trait across the range of the species. Habitat selection within home ranges was also very flexible between areas. In agricultural landscapes, partridges avoided woody areas and areas with low cover. In contrast, crops and areas of medium cover were selected positively. However, in landscapes dominated by natural vegetation, partridges preferred vegetation patches with high cover and patches composed of crops and grasslands. At the home range scale,

habitat selection seemed to be more related to vegetation patches where food availability might be higher. In addition, marginal areas seemed to play an important role in habitat selection. This highlights the importance of habitat heterogeneity as a determinant of partridge behaviour.

It is often assumed that habitat quality is positively correlated with the density of a species (but see Van Horne, 1983). Agricultural landscapes with interspersed natural vegetation, in which partridges reached their highest densities in this study, appear to be the best habitat for the species primarily because of the abundant forage and landscape heterogeneity (Lucio and Purroy, 1992). Low partridge densities are often associated with landscapes with little natural vegetation or farmlands with intensive agriculture. In this study, however, such areas (A1 and A4) had the highest summer partridge densities of the study. This may be directly attributable to the fact that these study areas are intensively managed with supplementary feeding and predator control.

Mean home range size^{1/4} in this study (\bar{X} = 52.6 ha) was larger than those estimated in the UK (\bar{X} = 8 ha^{1/4}, Green, 1983) and elsewhere in Spain (\bar{X} = 7 ha, Alonso et al., 2005), but similar to that estimated in France (\bar{X} = 56.3 ha, Berger and Marchandeu, 1988). All individuals in our study were wild-born partridges, whereas those studied by Green (1983) and Alonso et al. (2005) were introduced. The difference in home range size between wild and restocked partridges may be one of the causes of the low success of restocking activities (see Gortázar et al., 2000).

The robustness of our model, the results of previous studies (e.g., Potts, 1980; Green, 1983; Rands, 1986), and our observations linking habitat selection with survival of partridges (Buenestado, F.J., unpublished data) suggest that the

agricultural trends in Spain may be important factors in explaining the decline of red-legged partridges. Therefore, vegetation management strategies should aim to increase refuge availability and optimise access to food sources. Agro-environment schemes or new CAP regulations might be useful for increasing landscape heterogeneity.

Acknowledgments

We wish to thank M. Muñoz, A. Serrano, B. Arroyo, N. Lozano, M. López, P. Acevedo and J. Vicente. Projects CGL 2005-0234 and PAI 06-0170 contributed to this study. F. Buenestado is supported by the Fundación Ínsula Barataria.

References

- Aebischer, N.J., Robertson, P.A., Kenward, R.E., 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74, 1313–1325.
- Alonso, M.E., Perez, J.A., Gaudioso, V.R., Díez, C., Prieto, R., 2005. Study of survival, dispersal and home range of autumn-released red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *Br. Poult. Sci.* 46, 401–406.
- Berger, F., Marchandeu, S., 1988. Domaine vital printanier chez la perdrix rouge (*Alectoris rufa*) au nord de son aire de répartition en France. *Gibier Faune Sauvage* 5, 475–476.
- BirdLife International, 2004. Bird in the Europe Union: A Status Assessment. Bird Life International, Wageningen, The Netherlands.

- Blanco-Aguilar, J.A., Virgos, E., Villafuerte, R., 2004. La perdiz roja. *Alectoris rufa*. In: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.), Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BIRDLIFE, Madrid, pp. 182–185.
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268, 25–29.
- Gortázar, C., Villafuerte, R., Martín, M., 2000. Success of traditional restocking of red-legged partridge for hunting purposes in areas of low density of northeast Spain Aragón. *Z. Jagdwiss.* 46, 23–30.
- Green, R.E., 1983. Spring dispersal and agonistic behaviour of the red-legged partridge (*Alectoris rufa*). *J. Zool. Lond.* 201, 541–555.
- INE, 2002. Censo Agrario 1999. Instituto Nacional de Estadística, Madrid.
- Johnson, D.H., 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61, 65–71.
- Katnik, D.D., Wielgus, R.B., 2005. Landscape proportion versus Monte Carlo simulated home ranges for estimating habitat availability. *J. Wildl. Manage.* 69, 20–32.
- Kenward, R.E., Hodder, H., 1996. Ranges V. An Analysis System for Biological Location Data. Institute of Terrestrial Ecology, Wareham, UK.
- Lee, J.E., White, G.C., Garrott, R.A., Bartmann, R.M., Alldredge, A.W., 1985. Accessing (sic) accuracy of radiotelemetry system for estimating animal locations. *J. Wildl. Manage.* 49, 658–663.

- Lucio, A.J., Purroy, F.J., 1992. Red-legged partridge (*Alectoris rufa*) habitat selection in northwest Spain. *Gibier Faune Sauvage* 9, 417–429.
- Millán, J., Gortázar, C., Buenestado, F.J., Rodríguez, P., Tortosa, F., Villafuerte, R., 2002. Effects of a fiber-rich diet on physiology and survival of farm-reared red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *Comp. Biochem. Physiol.* 134, 87–93.
- Mohr, C.O., 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *Am. Midl. Nat.* 37, 223–249.
- Oñate, J.J., Malo, J.E., Peco, B., Suarez, F., 1998. Regional and environmental aspects in the implementation of Spanish agri-environmental schemes. *J. Environ. Manage.* 52, 227–240.
- Pain, D.J., Pienkowski, M.W. (Eds.), 1997. *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Birds Conservation*. Academic Press, London.
- Potts, G.R., 1980. The effects of modern agriculture, nest predation and game management on the population ecology of partridges. *Adv. Ecol. Res.* 11, 1–79.
- Rands, M.R.W., 1986. The survival of gamebird (Galliformes) chicks in relation to pesticide use on cereals. *J. Appl. Ecol.* 128, 57–64.
- Sáenz De Buruaga, M., Calero, L., Purroy, F.J., 2001. Reconocimiento de Sexo y Edad en Especies Cinegéticas. Edilesa, León.
- Van Horne, B., 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *J. Wildl. Manage.* 47, 893–901.

Vargas, J.M., Guerrero, J.C., Farfán, M.A., Barbosa, A.M., Real, R., 2006. Land use and environmental factors affecting red-legged partridge (*Alectoris rufa*) hunting yields in southern Spain. *Eur. J. Wildl. Res.* 52, 188–195.

Worton, B.J., 1989. Optimal smoothing parameters for multivariate fixed and adaptive kernel methods. *J. Stat. Comput. Sim.* 32, 45–57.

CAPÍTULO 2 SUPERVIVENCIA Y MORTALIDAD

Supervivencia y causas de mortalidad de la perdiz roja silvestre (*Alectoris rufa*) en el sur de España: implicaciones para su conservación.

Buenestado, F.J., Ferreras, P., Tortosa, F.S., Blanco-Aguiar, J.A. & Villafuerte, R. (2009).

Survival and causes of mortality of wild red-legged partridges (*Alectoris rufa*) in southern Spain: implications for their conservation. *Ibis*. 151: 720–730.

Resumen

El conocimiento de los factores intrínsecos y extrínsecos asociados a las tasas de supervivencia y que afectan a las causas de mortalidad, son esenciales para la comprensión tanto de la dinámica poblacional como para el declive de las poblaciones.

Se ha estudiado mediante radiseguimiento la influencia de diferentes variables paisajísticas así como la condición física, en la supervivencia de 151 perdices rojas (*Alectoris rufa*) en cuatro áreas de estudio, cuyas características ambientales conforman un gradiente que va desde valores naturales y poco manejadas a lo contrario.

Se han examinado las diferentes prácticas de gestión cinegética y las variaciones estacionales y geográficas en la supervivencia y causas de mortalidad desde 1999 a 2002

Las tasas de supervivencia mensuales fueron mayores del 90% en ambos sexos en el área de estudio natural. Sin embargo en las dos áreas manejadas agrícola y cinegéticamente de forma intensiva la supervivencia fue baja con la veda abierta (72% para las hembras y 79% para machos) y alta (99%) para machos en época reproductora, e intermedia (89%) para las hembras debido principalmente a enfermedades. La caza (ojeo) fue la principal causa de muerte en los 2 cotos con esta modalidad de caza,

afectando al 50% de las perdices radiomarcadas y siendo la principal causa de mortalidad teniendo en cuenta todas las áreas y ambos periodos, el reproductor y el de caza. Siguió en importancia las enfermedades, en áreas manejadas, afectando a las hembras en época reproductora, mientras que la depredación fue la principal causa de muerte en las áreas no manejadas. En general, altas tasas de supervivencia están asociadas con la diversidad de vegetación, lindes y buen índice de condición física.

Diversidad de hábitat y alto índice de borde (lindes) están asociadas negativamente con muerte por depredación y enfermedades. La mortalidad por caza disminuye con el porcentaje de matorral y aumenta con la proporción de agricultura, lo que sugiere que el declive poblacional de las perdices rojas silvestres se podría minimizar aumentando la heterogeneidad ambiental y la conectividad así como una gestión cinegética a largo plazo que tenga en cuenta los cupos de captura en función de las densidades.

Survival and causes of mortality among wild Red-legged Partridges *Alectoris rufa* in southern Spain: implications for conservation

Knowledge of intrinsic and extrinsic factors associated with survival rates and the underlying causes of mortality is essential to understand both population dynamics and the causes of population declines. We studied the influence of habitat variables and body condition on survival of 151 radio-tracked Red-legged Partridges *Alectoris rufa* in four areas of Spain, representing a gradient from natural unmanaged areas to highly managed areas. We examined the effects of differences in game management practices, and seasonal and geographical variations in survival and causes of mortality over 4 years, from 1999 to 2002.

Monthly survival rate was consistently over 90% for both sexes in the natural area.

However, in two areas managed intensively for both hunting and agriculture, survival was low during the hunting period (72% for females and 79% for males), high during the breeding period for males (99%), and intermediate for females (89%) due mainly to diseases. Hunting was the main cause of Red-legged Partridge mortality in both hunting areas where driven partridge shooting was performed, affecting 50% of radio-tagged individuals, and was the main cause of mortality over all areas during both breeding and hunting periods. Disease was the next most common cause of mortality in managed areas, affecting mostly females during the breeding period, whereas predation was the main cause of mortality in unmanaged populations. Finally, we compared the habitat associations and body condition of living and dead individuals with varying causes of mortality. In general, high survival rates were associated with diverse vegetation, habitat edges and a good body condition index. Habitat diversity and a high edge index were also negatively associated with mortality due to predation and diseases. On the other

hand, hunting mortality decreased with the proportion of scrubland and increased with the proportion of agricultural land. These results suggest that preventing declines of wild Red-legged Partridge populations might best be achieved by increasing landscape complexity and connectivity, and promoting game management practices to limit both partridge bags and long-term densities.

Keywords: agriculture, diseases, game management, gamebird, hunting, predation.

Agricultural intensification has been identified as a major cause of declines among farmland birds in Europe (Donald et al. 2001). Arable intensification has been characterized by increased field patch size, homogenization of crops, and the removal or narrowing of field margins, resulting in loss of landscape diversity (Vickery et al. 2002). This reduces the reproductive success, survival and food resources of birds associated with farmland (Newton 2004). Recognizing the causes of declines in farmland bird populations is an important first step towards reversing these trends. Although species respond differently according to their ecology and landscape context, the majority of farmland bird studies have been carried out in northern Europe (e.g. Fuller et al. 1995). Species and populations from southern Europe have received less attention overall (e.g. Díaz & Tellería 1994). In Spain, agricultural landscapes are a stronghold for several threatened bird species, including Great Bustard *Otis tarda*, Little Bustard *Tetrax tetrax*, Lesser Kestrel *Falco naumanni*, and Sandgrouse *Pterocles* spp. However, these cultivated pseudo-steppe areas usually represent economically marginal farming areas (Suárez et al. 1997) and are currently threatened by habitat degradation and loss through agricultural intensification

(Díaz & Tellería 1994). The present Common Agricultural Policy of the European Union, which incorporates environmental considerations, includes some measures aimed

at reducing habitat degradation from agricultural intensification. In addition, game management has been promoted with the aim of encouraging landowners and farmers to increase landscape diversity (Arroyo & Beja 2002). Habitat management for hunting purposes may help reduce habitat loss in marginal farmland, and could be used as a management tool for conserving endangered farmland birds (Arroyo & Beja 2002).

The Red-legged Partridge *Alectoris rufa* is associated with farm landscapes and its natural distribution range encompasses south-eastern France, north-western Italy, Portugal and Spain. In recent decades, Red-legged Partridge populations have shown a decline across 95% of the species' world distribution area; their status is currently considered 'Vulnerable' (Aebischer & Potts 1994), and they have been classified into SPEC category 2 (Species of European Conservation Concern), based on their marked population decline and the limitation of their population to Europe. Spain is most likely the core and geographic origin of the species' range, and 75% of the global Red-legged Partridge population is in Spain (Blanco-Aguilar et al. 2004). However, official statistics from Spanish bag records show that the species has declined severely over recent decades (Lucio 1998, Blanco-Aguilar et al. 2004). Some of the potential causes of decline include habitat loss or degradation, abandonment of traditional game management techniques, introgression due to restocking with hybrid partridges (*A. rufa* × *Alectoris chukar*), disease transmission due to lack of sanitary control of restocking, and hunting pressure (Lucio 1998, Blanco-Aguilar et al. 2004, 2008). In recent years, radio-tracking studies have been used to investigate survival and breeding success of partridge populations, but these have focused mainly on partridges released for restocking (e.g. Gortázar et al. 2000, Millán et al. 2002) and studies of survival and the causes of mortality have not previously been performed on wild-born Red-legged Partridges.

To fill this knowledge gap, we compared survival rates and mortality causes between areas subject to different hunting and agricultural management, and as a function of sex, age and season. Secondly, we studied associations between habitat and landscape variables, body condition and survival probability.

MATERIALS AND METHODS

Study areas

The study was carried out in areas located in southern and central Spain (see Table 1 for environmental descriptions). Fieldwork was performed between April and December in each locality during a single year: 1999–2000 in locality A1, 2000–2001 in localities A2 and A3, and 2001–2002 in locality A4. A1 is a private hunting estate located in Medina Sidonia (Cádiz, southern Spain). This estate is located within a core area with the highest densities of Red-legged Partridges in Spain (Vargas et al. 2006). Most of the range is devoted to intensive agricultura including large beetroot (14%), wheat (40%) and sunflower fields (20%). The remaining area is occupied by a scrub-grassland mosaic (12%) that includes scrub formation dominated by *Pistacia lentiscus* and *Olea europea*, and herbaceous vegetation dominated mainly by *Compositae* and *Gramineae*. A2 is a natural reserve located in Ciudad Real province, with 17% of wheat and 75% of the scrub-grassland mosaic, dominated by *Quercus ilex*, *Juniperus thurifera* and *Rosmarinus officinalis* and *Gramineae*. A3 is a private huntingestate adjacent to A2, with 24% of cereal and 75% of the same scrub-grass mosaic as in A2. A4 is a social hunting estate located in Ciudad Real province. Intensive agriculture includes vineyard

Table 1. Main characteristics and sample size of the four study areas. For home range size and habitat indices mean \pm se are provided.

	A1	A2	A3	A4
Location	05°58'W	02°50'W	02°50'W	03°07'W
	36°27'N	38°54'N	38°54'N	38°45'N
Altitude (m asl)	44–148	850–920	850–920	800
Rainfall (mm/year)	600	400	400	450
Temperature min/max (°C)	7.1/11.7	0.5/10.5	0.5/10.5	0.3/10.2
Estate surface (Ha)	1200	2000	800	5000
Hunting type	driven partridge shooting	nature reserve	walk-up shooting with dogs	driven partridge shooting
Partridges hunted/year (<i>n</i>)	1100	0	25	400
Partridge density (individuals/km ²)	353.8	61.5	61.6	73.1
Home range size (Ha)	44.10 \pm 4.36	50.81 \pm 6.26	86.98 \pm 9.28	27.70 \pm 3.85
Diversity index	0.58 \pm 0.03	0.99 \pm 0.04	1.23 \pm 0.07	1.56 \pm 0.09
Average patch size (Ha)	2.28 \pm 0.12	1.60 \pm 0.14	2.46 \pm 0.19	0.95 \pm 0.06
Edge index (m/Ha)	334 \pm 10	349 \pm 15	260 \pm 13	449 \pm 22
Agriculture index (%)	79 \pm 2.56	18.77 \pm 4.15	24.82 \pm 4.41	59.49 \pm 4.96
Scrub index (%)	4.21 \pm 0.70	64.36 \pm 3.11	48.36 \pm 5.92	0
Raptors KAI (individuals/km)	0.08	0.07	0.13	0.06
Carnivores KAI (individuals/km)	0.02	0.03	0.03	0.02
Partridges analysed (<i>n</i>)	46 adults 33 juveniles	29 adults 12 juveniles	13 adults	18 adults

(25%), olive (10%), cereal (21%), grass (10%) and vegetable-pulses (20%). The main difference among study areas in game management is the extent of supplementary feeding. Cereal grain is offered to partridges from around July and August until the beginning of the hunting season in early October using gamebird feeders in all three hunted areas (A1, A3 and A4). Water is also provided during the summer. In addition, in A1, wheat and sunflower seeds are dispersed along tracks during the months of August and September. Predator control was intense in A1, A3 and A4 through shooting, leg-hold traps and snares, mainly for Red Foxes *Vulpes vulpes*. Cage traps were also used at A3 and A4 to capture Eurasian Magpies *Pica pica*. Two hunting methods were employed in the three game-managed study areas between October and December. Driven partridge shooting was carried out in A1 and A4; this consisted of assistants beating the land surface to flush the partridges and drive them toward a strategically arranged line of hunters. Dog-assisted partridge shooting was practised in A3; this consisted of hunters using dogs to flush the partridges, which were then shot as they fled. Location A2 was a nature reserve where neither shooting nor game management was practised (Table 1). To study wild-born partridge ecology we selected estates where releases of Red-legged Partridges were not used. No restocking of partridge populations took place at any of our study sites during our study, so all radio-tagged birds are assumed to be wild-bred. Partridge densities in the pre-hunting period were estimated following the transect protocol described in Borralho et al. (1996). Two observers drove along the transect in a four-wheel drive vehicle at a speed of 10–20 km/h during the first 3 h after dawn and in good weather conditions. The observers recorded the number of partridges and estimated perpendicular distances to the birds. Birds were attributed to one of the several belts of fixed width and density estimates were calculated using the coefficient of detectability (Emlen 1977). Total sample length

in each survey ranged from 3 to 9 km (each survey was repeated on three consecutive days), with between 6.1% (A3) and 13.2% (A4) of study areas sampled. We also recorded sightings of potential diurnal predators of partridges (mainly raptors). We used the same itineraries for nocturnal censuses. During the first 3 h after sunset we recorded carnivore predators using a spotlight survey (three consecutive censuses each taken 10 days apart from June to December). From raptor and carnivore data we calculated predator relative abundance indices (KAI, Kilometric Abundance Index) as the number of observations divided by the total length of transects (km).

Capture

Adult partridges were live-trapped during the prebreeding spring period (April–May) using large hand-held nets in A1, and cage-trapped with decoys and bait in A2, A3 and A4. Birds were not grouped in coveys (they are formed during midsummer) during the main period of capture. The capture method did not seem biased towards capturing paired animals because fewer than 10% of captured birds were made up of both members of pairs. Juveniles were captured using the same method, after independence, during August and September. Captured birds were weighed and the left tarsus length measured. After marking, they were released within 15 min of trapping. Adults and juveniles over 250 g were fitted with 9-g necklace radiotags (Biotrack, Dorset, UK) and ringed. The age and sex classes were determined according to Sáenz De Buruaga et al. (2001). Adults were radio-tracked over 9 months (maximum battery life of the tag) and juveniles over 5 months. The numbers of individuals providing data in each study area are shown in Table 1.

Radio-tracking

The location of radio-tagged partridges was determined by triangulation from two points of known location, using a hand-held radio receiver and a three-element directional antenna. Triangulation angles were between 55° and 130°, and azimuths for each radio location were recorded within 6-min intervals, to reduce error due to animal movement. Most (90%) of the consecutive azimuths were recorded within 4 min of one another. Bearings were taken from a distance of \approx 0.5 km in 90% of cases.

Radio-tracking accuracy was estimated by locating transmitters placed at points 0.5 km away from the observer (Lee et al. 1985); the resulting error polygons around the triangulated locations were calculated and found to be 0.61 ± 0.09 Ha. In addition, one third of all the locations were recorded directly with a Global Position System (GPS; \pm 10 m error) from opportunistic observations of birds, which were not flushed for this purpose.

Survival and causes of mortality

Early mortality occurred in two adults (A1), three adults (A2), and one adult (A3) as possible effects related to capture and tagging. In the first year, 16 juveniles died from self-injury or capture myopathy (for more detail about these cases see Höfle et al. 2004). Thus we decided to focus our capture efforts mainly on adults for the rest of the study. After exclusion of individuals with failed radiotransmitters and mortalities within the first 9 days post-release, the study population consisted of 151 partridges – 106 adults and 45 juveniles (see Table 1). The causes of mortality of birds found dead in the field were determined according to Hudson et al. (1997). Dead partridges were frozen and immediately sent to the laboratory for necropsy. Survival and mortality rates

were calculated using the MICROMORT program (Heisey & Fuller 1985), which estimates survival rates by taking into consideration the number of days that each partridge was alive. As this program assumes that rates follow a normal distribution, differential mortality rates are given with 95% confidence intervals. Such results were compared using the z statistic:

$$Z = \frac{M1 - M2}{\sqrt{\frac{V1}{n1} + \frac{V2}{n2} - \frac{2Cov12}{\sqrt{n1n2}}}}$$

where M1 and M2 = mean rates compared; V1 and V2 = variances; Cov = covariance. A z-test was used to examine differences between sexes, age classes, study areas, cause-specific mortalities, and the two time periods, namely breeding or pre hunting period (April–August months) and hunting period (September–January months). Monthly survival rates were obtained in all cases. To reduce the risk of Type I errors when performing multiple statistical tests (i.e. comparing between sites), we controlled for False Discovery Rate (FDR) using R-based QVALUE software (Storey 2002) with $p_0 = 1$. We report adjusted P values (i.e. Q values; Storey 2003), but we only show these when the original P values were significant. This method is preferable to traditional Bonferroni-type procedures because it retains statistical power and avoids Type II error (e.g. Nakagawa 2004).

Factors affecting survival

We applied a proportional hazard model that uses Cox's partial likelihood method (Cox 1972) to relate failure times (death times) to variables potentially associated with mortality. We considered localities as a grouping variable and we used censoring indicator variables that discriminate between observations that are completely

specified (a partridge is found dead or survives to the end of the study period) or censored (when the radio transmitter stops working, the battery runs out). Home range size was calculated for each partridge using RANGES V software (Kenward & Hodder 1996), applying the minimum convex polygon

(MCP; Mohr 1947) and the 95% arithmetic mean algorithm (95% MCP; Kenward & Hodder 1996).

Only 69 individuals (all adults) were eventually included in analyses because of the minimum number of locations necessary to obtain sufficiently precise home range estimates (32 in A1 and 24 in A2, A3 and A4), determined by incremental plots of home range size vs. number of fixes (for more details see Buenestado et al. 2008). Habitat variables were estimated for each individual home range by overlaying partridge locations and home ranges on habitat maps derived from digital ortho-corrected aerial photographs (1 : 33 000) obtained from the Spanish Ministry of Agriculture; SIGOLEICOLA-1998

(see Buenestado et al. 2008). In each home range, we measured the average agricultural field size, and

an edge index calculated as length of field boundary per unit area. A Shannon vegetation diversity index was calculated based on the ratio of the coverage of the different habitats (see Buenestado et al. 2008), and we also measured both an 'agricultural index' and a 'scrubland index' (proportion of home range under agricultural land use and scrubland, respectively). Partridge body condition was estimated by ANCOVA, with body mass as the dependent variable, sex as a fixed effect factor, and tarsus length as a covariate. The standardized residuals (independent of sex) were utilized as the body condition index, and were included in the analyses as a covariate. This index is a measure of relative body mass corrected for differences in

structural body size and has been used extensively for birds (e.g. Calvete et al. 2004, Ardia 2005). To model correlates of each specific cause of mortality, we used a generalized linear mixed model with a binomial distribution and logit link function. For each mortality cause (predation, disease and hunting), the response variable was death (1) or survival (0), modelled as a function of the habitat and body condition variables described above, and using the GLIMMIX macro of the SAS system (Littell et al. 1996). We controlled for the effects of study areas by including study area as a random factor, and transmitter days were considered an offset variable. The final models were obtained by starting with all explanatory variables (without interactions) and sequentially removing non-significant iterations to create a minimal adequate model.

RESULTS

Survival

In study area A1 we found differences in survival between sexes across the entire period, with more male than female adults surviving ($Z = 1.75$, $P = 0.040$, $Q = 0.076$; see Table 2). Comparison of age classes across the same period revealed that monthly survival rates were $87.1 \pm 0.8\%$ for adults and $78.8 \pm 0.7\%$ for juveniles; this difference

Table 2. Monthly survival rates ($\% \pm se$) in the four study areas. Total period duration is 9 months for adults and 5 months for juveniles. Breeding period duration is 5 months and 4 months for hunting period.

		Adults		Males		Females		Juveniles	
		<i>n</i>	Survival	<i>n</i>	Survival	<i>n</i>	Survival	<i>n</i>	Survival
Total period	A1	46	87.1 ± 0.3	18	90.9 ± 0.6	28	83.8 ± 0.6	33	78.8 ± 0.7
	A2	29	92.6 ± 0.4	15	91.7 ± 0.8	14	93.6 ± 0.7	12	90.2 ± 1.1
	A3	13	85.8 ± 1.2	7	86.6 ± 2.1	6	84.8 ± 2.9		
	A4	18	86.2 ± 0.8	6	90 ± 1.9	12	83.9 ± 1.4		
Breeding period (spring–summer)	A1	46	93.5 ± 0.3	18	98.6 ± 0.3	28	89.5 ± 0.6		
	A2	25	91.8 ± 0.6	14	89.7 ± 1.2	11	94.6 ± 1.1		
	A3	13	81.6 ± 1.7	7	82.6 ± 3	6	80 ± 4.2		
	A4	18	91 ± 0.8	6	95.9 ± 1.6	12	88.1 ± 1.4		
Hunting period (autumn–winter)	A1	29	75.2 ± 0.8	14	78.7 ± 1.6	15	71.7 ± 1.7		
	A2	21	93.5 ± 0.6	9	94.3 ± 1.3	12	92.8 ± 1.2		
	A3	5	90 ± 3	3	91.2 ± 4.9	2	88.1 ± 7.9		
	A4	11	79.7 ± 2.1	5	80.8 ± 4.6	6	78.8 ± 3.8		

was not significant ($Z = 0.84$, $P = 0.20$). Both males and females survived longer in the breeding tan during the hunting period ($Z = 3.26$, $P = 0.001$, $Q = 0.006$ and $Z = 2.43$, $P = 0.008$, $Q = 0.021$, respectively). In A2, A3 and A4, survival did not differ significantly between the sexes for the whole period (three study areas, $Z < 0.93$, $P > 0.18$), or for adults between periods (three study areas, $Z < 1.15$, $P > 0.05$). The average monthly survival rate for juveniles in A2 was $92.6 \pm 1.1\%$, not significantly different from the adult survival rate of $93.5 \pm 0.6\%$ ($Z = 0.78$; $P = 0.220$), but there were too few data to calculate a monthly juvenile survival rate for study areas A3 and A4.

Comparing survival and mortality between study areas

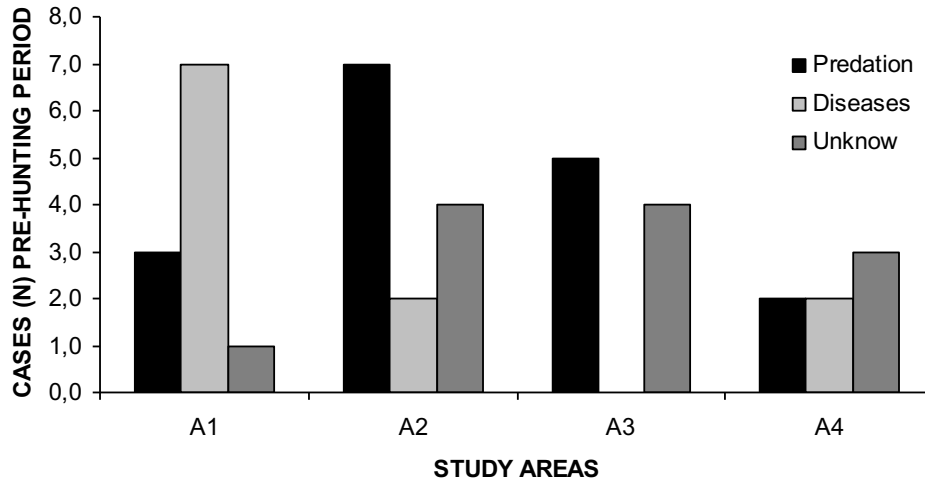
The highest monthly survival rate in adults for the whole study period was found in the nature reserve (A2); adult survival in A2 was higher than that in A1 ($Z = 1.89$, $P = 0.031$, $Q = 0.162$), marginally higher than that in A4 ($Z = 1.61$, $P = 0.054$, $Q = 0.162$) and not different to A3 ($Z = 1.41$, $P = 0.08$, see Table 2). Adult females in the nature reserve had the highest survival rate overall ($Z = 2.42$, $P = 0.008$, $Q = 0.054$; $Z = 1.79$, $P = 0.040$, $Q = 0.107$; for comparisons with A1, A4), though not significantly higher than A3 ($Z = 1.16$, $P = 0.121$; see Table 2). During the breeding period (see Table 2), significant differences in adult survival were noted between A1 and A3 ($A1 > A3$; $Z = 1.81$, $P = 0.006$, $Q = 0.036$), whereas there were no differences between the other zones (all comparisons, $Z < 1.48$, $P > 0.07$).

During the winter, adults survived significantly better in A2 than in A1, A3 or A4 ($Z = 3.47$, $P = 0.003$, $Q = 0.002$; $Z = 1.80$, $P = 0.036$, $Q = 0.071$; $Z = 1.86$, $P = 0.002$, $Q = 0.072$, respectively). We also found significant differences in juvenile survival between A1 (78.8 ± 0.7) and A2 (90.2 ± 1.1 ; $Z = 2.14$, $P = 0.020$).

Cause-specific mortality

We found four causes of mortality in the different zones: predation, disease, shooting and trauma (injuries by collision, one juvenile, see Fig. 1). Shooting was the main cause of mortality

A)



B)

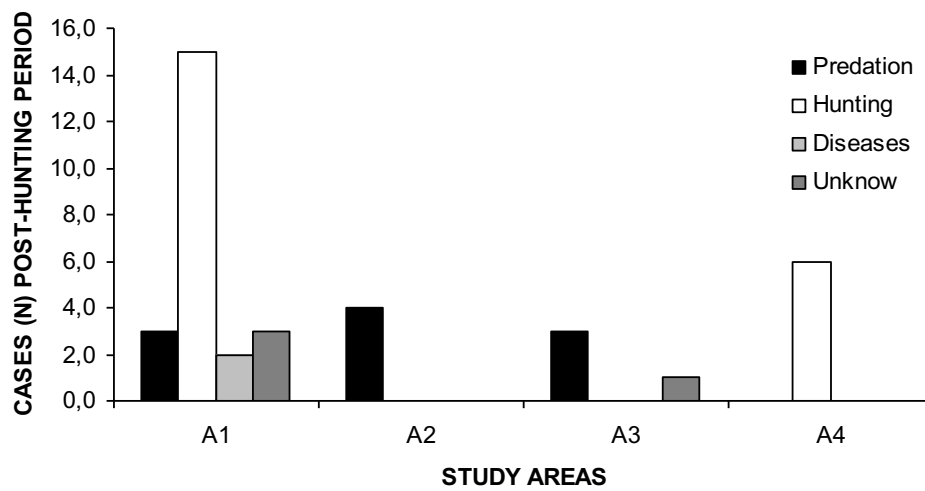


Figure 1. Cause-specific mortality (number of dead animals) compared among the four study areas. (a) Pre-hunting period and (b) hunting period.

in those managed areas where driven shooting was practised (A1 and A4). In A3, where dogassisted shooting was practised, only one radiotagged bird was shot, and this bird was excluded from the analysis because the battery of its transmitter was not operating when the animal was killed. In A1, where hunting was the main cause of adult mortality, 15 adult Red-legged Partridges and eight juveniles were shot, representing 51.7% and 34.8%, respectively, of the live radio-tagged individuals at the start of the winter period. Mortality rates due to hunting were higher for females than for males in A1 ($Z = 2.05$, $P = 0.020$, $Q = 0.119$). No significant difference was observed between monthly mortality rates due to shooting for adults or juveniles in A1 ($Z = 0.67$, $P = 0.251$). In A4, 54.5% (6/11) of the radio-tagged adults were shot (three males and three females), and although no significant difference was observed between the sexes in mortality rates ($Z = 0.53$, $P = 0.298$), this test has low power due to small sample size.

For other causes of mortality, disease predominated in the highly agricultural and game-managed areas (A1 and A4), whereas predation was the most common cause in the less managed areas (A2 and A3, see Fig. 1). Predation occurred throughout the study period, whereas disease-related deaths occurred mainly during the summer. Amongst adults, significant differences in monthly predation rates were observed between A1 and A2 ($Z = 1.85$, $P = 0.033$, $Q = 0.072$), between A1 and A3 ($Z = 1.89$, $P = 0.031$, $Q = 0.072$), and between A2 and A4 ($Z = 1.80$, $P = 0.042$, $Q = 0.072$). The monthly rates due to predation were higher in the less game-managed areas compared to the highly game-managed areas. It was possible to identify whether the predator was a raptor or a carnivore in most cases (85%), although in 15% of cases the field and necropsy evidences were insufficient to allow identification of the predator. Among predated adult partridges ($n = 27$), there was no significant difference in the number of birds killed by carnivores (13) and raptors (10) (Yates-corrected $\chi^2 = 0.08$, $P = 0.772$), with

four indeterminate cases. The number of potential partridge predators observed during censuses and radio-tracking varied among study areas: six species were observed in A4 (feral Domestic Dog *Canis familiaris*, feral Domestic Cat *Felis catus*, Eurasian Buzzard *Buteo buteo*, Booted Eagle *Hieraetus pennatus*, Marsh Harrier *Circus aeruginosus* and Montagu's Harrier *Circus pygargus*), nine in A1 (Egyptian Mongoose *Herpestes ichneumon*, Common Genet *Genetta genetta*, Weasel *Mustela nivalis*, Eurasian Buzzard, Booted Eagle, Eagle Owl *Bubo bubo*, Black Kite *Milvus migrans*, Montagu's Harrier and Golden Eagle *Aquila chrysaetos*) and 12 each in A2 and A3 (feral Domestic Cat, Red Fox, Polecat *Putorius putorius*, Weasel, Eagle Owl, Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus*, Marsh Harrier, Booted Eagle, Golden Eagle, Montagu's Harrier, Eurasian Buzzard and Northern Goshawk *Accipiter gentilis*). This variability in predator richness among study areas matches the mortality rates due to predation, with higher predator richness associated with a higher predation rate (Fig. 1). The mortality rate due to disease was higher in agriculture and game-managed than in unmanaged areas, with no disease-related deaths observed in A3 during the study period (Fig. 1). Across all the study areas, most of the disease-related deaths were caused by bacterial enteritis associated with *Clostridium perfringens*, *Enterococcus* spp. and *Escherichia coli*. In A1, 89% of the deaths from disease occurred in females, mainly in the spring, during incubation and chick-hatch. In addition, the Red-legged Partridge population of A1 suffered an outbreak of avian pox during the study period; 41% of radio-tagged juveniles but none of the 46 radio-tagged adults showed pox-like lesions at the time of capture, recapture or necropsy (Buenestado et al. 2004). In adults, we observed significant differences in the monthly disease-mortality rates between A1 and A2 ($Z = 2.19$, $P = 0.010$, $Q = 0.072$) and between A1 and A3 ($Z = 3.05$, $P = 0.001$, $Q = 0.015$). To test for the possibility of density dependence of survival rate and mortality, we

correlated these indices with pre-hunting densities. Partridge densities in the pre-hunting period were not associated with male or female survival rates (all analyses, $r < 0.40$, $P > 0.60$). Partridge density was not associated with predation mortality rate (all analyses, $r < 0.60$, $P > 0.45$). However, disease mortality was associated positively with the density of partridges (males $r = 0.96$, $P = 0.024$; females $r = 0.89$, $P = 0.101$). In addition, there was no significant association between predator abundance index (raptors and carnivores, see Table 1) and survival or cause-specific mortality rates (all analyses, $r < 0.89$, $P > 0.105$).

Intrinsic and environmental factors affecting survival

Preliminary screening of covariates associated with daily survival probability, using proportional hazard models, revealed that body condition index (Wald $\chi^2 = 6.22$, $P = 0.012$) and habitat diversity index (Wald $\chi^2 = 5.67$, $P = 0.017$) were weakly but significantly associated with daily survival: the higher the body condition index or diversity index, the higher the daily survival probability. When we compared these significant variables with the cause-specific mortality rates (predation, disease, shooting) we did not find any significant association with body condition index ($F_{2,29} = 0.23$, $P = 0.798$) or diversity index ($F_{2,55} = 1.15$, $P = 0.320$). Considering the recommendations from Freckleton (2002), we have repeated the analyses using survival time as dependent variable and partridge weight and tarsus length as independent variables. Both variables were associated significantly (Wald $\chi^2 > 6.80$, $P < 0.009$) when analysed independently with survival time. When both variables were included in the model, we observed that survival was higher when partridges were heavier (Wald $\chi^2 = 6.8$, $P = 0.009$); however, tarsus length (Wald $\chi^2 = 0.025$, $P = 0.886$) and interaction between tarsus length and partridge weight (Wald $\chi^2 = 0.01$, $P = 0.905$) were not significant. Predation mortality was associated negatively with the edge ($F_{1,26} = 5.18$,

$P = 0.031$) and diversity indices ($F_{1,26} = 4.90$, $P = 0.036$), mortality by disease was negatively associated with the edge ($F_{1,20} = 4.81$, $P = 0.04$), diversity ($F_{1,20} = 6.31$, $P = 0.021$) and scrubland indices ($F_{1,20} = 6.27$, $P = 0.021$), and mortality by shooting was negatively associated with the scrubland index ($F_{1,39} = 4.22$, $P = 0.047$) but positively associated with the agricultural index ($F_{1,39} = 11.87$, $P = 0.001$). A multivariate approach combining these variables did not change these results.

DISCUSSION

To our knowledge, this is the first radio-tracking study performed on wild-born Red-legged Partridges in Spain, aimed at analysing survival while avoiding the effects of migration and the biases of techniques such as capture-mark-recapture (see Heisey & Fuller 1985). Our estimates of adult survival rates for the whole study period (9 months) are lower (between 16% and 23%) than those obtained in France for annual adult survival (50– 70%, ONC 1986; 70%, Berger 1989; 71%, Ponce- Boutin et al. 2001). The previous studies excluded hunting mortality from their analyses and used different methodologies. When we excluded hunting mortality, survival rates rose to 44% (A1 and A4), still lower than the annual survival estimated in France.

Habitat quality and structure is a major factor determining the distribution and densities of gamebirds (Nösel 1992). Habitat heterogeneity, hábitat diversity, and connectivity between fields (boundaries) have been identified as some of the factors that influence the abundance of Red-legged Partridges (Lucio & Purroy 1987). Our findings link daily partridge survival with habitat heterogeneity: partridges survived better in more diverse areas.

Moreover, when home range characteristics of living partridges and those dead by predation or disease were compared, survival probability was also associated positively with two habitat heterogeneity variables: edge index and diversity index. This indicates that, as in most galliform game species (e.g. Kaiser 1998), survival probability increases with the abundance of field boundaries. The result of the present study, along with our recent study describing a negative relationship between landscape heterogeneity and home range size (Buenestado et al. 2008), indicate that there is an important relationship between landscape heterogeneity, survival and home range size. Taking into account the importance of habitat heterogeneity for survival of Red-legged Partridges, the reduction in the environmental heterogeneity over the last three decades in Spain (INE 2002; Buenestado et al. 2008) suggests that the current decline of Red-legged Partridge populations will continue in the future (Blanco-Aguilar et al. 2004). We also found that survival probability was associated with body condition. Previous studies of animal ecology have related body condition with different fitness parameters, such as reproductive investment (Shine & Madsen 1997), sexual ornaments (Blas et al. 2006), and vulnerability to hunting (Bain 1980), suggesting that body condition is an important factor in the population dynamics of many species. Although habitat heterogeneity and body condition were not associated in our study, previous studies of Red-legged Partridge and Grey Partridge *Perdix perdix* have associated habitat quality (measured as environmental heterogeneity or food availability) with survival (e.g. Green 1984) or breeding densities (Rands 1986), and noted that habitat quality might indirectly affect vulnerability to predation or/and disease (Hudson & Rands 1988).

It appears that disease might play an important role in the population dynamics of Red-legged Partridges.

In A1 and A4, which were highly managed areas for agriculture and game, and with high partridge densities, the main cause of female mortality (26.5% and 21.5% of deaths, respectively) was disease, particularly diseases of bacterial origin, which were most common during the breeding season. The female mortality rates that we observed during the breeding period were similar to or higher than those reported in some prior studies of Red-legged Partridge (e.g. 3.6% by Duarte & Vargas 1998, and 21–39% by Lucio 1998). Similarly, Meriggi et al. (2002) noted that 25.8% of Grey Partridge losses were due to disease.

In A2 and A3, areas that lacked driven shooting and held moderate partridge densities, the main cause of female mortality (50% and 60%, respectively) was predation, occurring consistently throughout the year. Disease mortality was low in these areas. In addition, we observed that disease-related mortality was associated with high partridge density. These results might suggest that higher densities and aggregations promoted by game management (predator control, supplementary feeding) may allow diseases to spread more easily than in areas without intensive game management.

In fact, the most densely populated area (A1) was affected by a pox outbreak during the study period (see Buenestado et al. 2004). We found significant differences in survival rate between sexes and seasons in this area. In A1, males survived better than females, primarily due to high female disease-related mortality during the laying and hatching period. High reproductive costs may increase susceptibility to disease, leading to important losses of reproductive potential in the population (Green 1984). This could become a limiting factor in the recovery of gamebird populations (Bro et al. 2000).

Another factor affecting partridge dynamics is hunting pressure. We studied two areas with driven shooting and one with dog-assisted shooting, so we cannot directly compare different forms of shooting management. Not surprisingly, overall survival was lower

during the hunting season in areas where shooting was carried out. However, when home range characteristics of living and shot partridges were compared, living birds were associated with a higher scrubland index. Partridges may use scrubland to hide or escape from hunters, especially in the case of driven shooting; the presence of scrubland increased survival rates during the hunting season. Overall, it is clear that shooting, especially driven shooting, can be an important cause of mortality in Red-legged Partridge populations.

This is consistent with previous reports indicating that hunting might be one of the main causes of Red-legged Partridge decline (Lucio 1998), particularly at times when other environmental conditions are limiting reproduction or survival (Lucio 1998, Keane et al. 2005). A reduction of hunting pressure may aid recovery of some wild populations. Our data stress the importance of habitat management aimed at promoting landscape complexity when seeking to recover wild populations (e.g. Pépin & Blayac 1990). This information may aid in the development of large-scale agricultural planning for sustainable harvesting of partridge populations. Some studies in France have suggested that capture quotas are among the best game management tools for avoiding population declines (Pépin & Blayac 1990); however, this management strategy has not been widely used in Spain (Lucio 1998). Our results also support the hypothesis that habitat management may be an effective tool for reducing the negative influence of predation on partridge population dynamics (Arroyo & Beja 2002).

Some evidence suggests that changes in agricultural landscapes and management practices that we identified as negatively affecting the Red-legged Partridge have also been the main causes of declines in other species, such as the Great Bustard, Little Bustard, and Dupont's Lark *Chersophilus duponti* (Onrubia & Andrés 2005). Game management practices aimed at partridge conservation may also prove favourable for

conservation of other threatened species. Thus it is important to encourage agricultural vegetation management to increase landscape complexity and connectivity coupled to hunting management practices which limit both partridge bags and also long-term densities (because of potential disease impacts on the wider population). At present, regional governments are beginning to evaluate criteria to be used when managing and allocating farm subsidies under the Common Agricultural Policy. This and other studies aimed at providing new insight into the population dynamics of threatened species are vital to devise appropriate policy responses.

We wish to thank M. Muñoz, A. Serrano, B. Arroyo, N. Lozano, M. López, P. Acevedo and J. Vicente. We are grateful to two reviewers and Dr. Jeremy Wilson for valuable comments on an earlier version of this manuscript. Projects CGL 2005-02340 and PAI 06-0170 contributed to this study. F. Buenestado is supported by the Fundación Ínsula Barataria and J.A.B.-A. was supported by a post-doctoral grant funded by the European Social Fund through the Junta de Comunidades de Castilla la Mancha.

REFERENCES

- Aebischer, N.J. & Potts, G.R. 1994. Red-legged Partridge *Alectoris rufa*. In Tucker, G.M. & Heath, M.F. (eds) Birds in Europe: Their Conservation Status: 214–215. Cambridge, UK: Bird Life International.
- Ardia, D.R. 2005. Super size me: an experimental test of the factors affecting lipid content and the ability of residual body

mass to predict lipid stores in nestling European Starlings. *Funct. Ecol.* 19: 414–420.

Arroyo, B. & Beja, P. 2002. Impact of hunting management practices on diversity. In *Reconciling Gamebird Hunting and Biodiversity*. Geneva: V Framework Program of the European Union. Proposal number: EKV-2000-00637, [http:// digital.csic.es/handle/10261/8260](http://digital.csic.es/handle/10261/8260).

Bain, G.A. 1980. The Relationship between Preferred Habitat, Physical Condition and Hunting Mortality in Canvasbacks (*Aythya valisineria*) and Redheads (*A. americana*) at Long Point, Ontario. MSc thesis. London, Ontario: University of Western Ontario.

Berger, F. 1989. La Perdrix Rouge. Paris: Stage F.A.F., June 1989, p. 62.

Blanco-Aguilar, J.A., Virgos, E. & Villafuerte, R. 2004. La Perdiz Roja, *Alectoris rufa*. In Madron˜o, A., Gonza´lez, C. & Atienza, J.C. (eds) *Libro Rojo de las Aves de Espan˜a*: 112– 113. Madrid: Direccio´n General para la Biodiversidad-SEO/BIRDLIFE.

Blanco-Aguilar, J.A., Gonza´lez-Jara, P., Ferrero, M.E., Sa´nchez-Barbudo, I., Virgo´ s, E., Villafuerte, R. & D´avila, J.A. 2008. Assessment of game restocking contributions to anthropogenic hybridization; the case of the Iberian Redlegged Partridge. *Anim. Conserv.* 11: 535–545.

Blas, J., Pe´rez-Rodri´guez, L., Bortolotti, G.R., Vin˜ uela, J. & Marchant, T.A. 2006. Testosterone increases bioavailability of carotenoids: insights into the honesty of sexual signalling. *Proc. Natl Acad. Sci. U S A* 103: 18633–18637.

Borrvalho, R., Rego, F. & Vaz Pinto, P. 1996. Is driving transect sampling suitable for estimating Red-legged Partridge *Alectoris rufa* densities?. *Wildl. Biol.* 2: 259–268.

Bro, E., Sarrazin, F., Clobert, J. & Reitz, F. 2000. Demography and the decline of the Grey Partridge *Perdix perdix* in France. *J. Appl. Ecol.* 37: 432–448.

Buenestado, F.J., Gortázar, C., Millán, J., Höfle, U. & Villafuerte, R. 2004. Descriptive study of avian pox outbreak in wild Red-legged Partridges (*Alectoris rufa*) in Spain. *Epidemiol. Infect.* 132: 369–374.

Buenestado, F.J., Ferreras, P., Delibes-Mateos, M., Tortosa, F.S., Blanco-Aguiar, J.A. & Villafuerte, R. 2008.

Habitat selection and home range size of Red-legged Partridges in Spain. *Agric. Ecosyst. Environ.* 126: 158–162.

Calvete, C., Blanco-Aguiar, J.A., Virgo´s, E., Cabezas-Dí´az, S. & Villafuerte, R. 2004. Spatial variation in helminth community structure in the Red-legged Partridge (*Alectoris rufa* L.): effects of definitive host density. *Parasitology* 129: 101–113.

Cox, D.R. 1972. Regression models and life-tables (with discussion). *J. R. Stat. Soc. B.* 34: 187–220.

Di'az, M. & Telleri'a, J.L. 1994. Predicting the effects of agricultural changes in central Spanish croplands on seed-eating overwintering birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 49: 289–298.

Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268: 25–29.

Duarte, J. & Vargas, J.M. 1998. Nesting of the Red-legged Partridge breeding on olive tree trunks in the south of Spain. *Alauda* 66: 317–319.

Emlen, J.T. 1977. Estimating breeding season bird densities from transect counts. *Auk* 94: 455–468.

Freckleton, R.P. 2002. On the misuse of residuals in ecology: regression of residuals vs. multiple regression. *J. Anim. Ecol.* 71: 542–545.

Fuller, R.J., Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Marchant, J.H., Wilson, J.D., Baillie, S.R. & Carter, N. 1995. Population

declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conserv. Biol.* 9: 1425–1441.

Gortázar, C., Villafuerte, R. & Marti´n, M. 2000. Success of traditional restocking of Red-legged Partridge for hunting

purposes in areas of low density of northeast Spain Aragón. *Z. Jagdwiss.* 46: 23–30.

Green, R.E. 1984. The feeding ecology and survival of partridge chicks (*Alectoris rufa* and *Perdix perdix*) on arable

farmland in East Anglia. *J. Appl. Ecol.* 21: 817–830.

Heisey, D.M. & Fuller, T.K. 1985. Evaluation of survival and cause-specific mortality rates using telemetry data. *J. Wildl.*

Manage. 49: 668–674.

Höfle, U., Millán, J., Gortazar, F.J., Buenestado, F.J., Marco, I. & Villafuerte, R. 2004. Self-injury and capture myopathy in net-captured juvenile Red-legged Partridge with necklace radiotags. *Wildl. Soc. Bull.* 32: 344–350.

Hudson, P.J. & Rands, M. 1988. Ecology and Management of Gamebirds. Oxford: Blackwell.

Hudson, P.J., Newborn, D.N. & Robertson, P.J. 1997. Seasonal and geographical patterns of mortality in Red Grouse populations. *Wildl. Biol.* 2: 79–88. INE. 2002. Censo Agrario 1999. Madrid: Instituto Nacional de Estadística.

Kaiser, W. 1998. Grey Partridge (*Perdix perdix*) survival in relation to habitat quality. *Gibier Faune Sauv.* 15: 157–162.

Keane, A., Brooke, M. de L. & McGowan, P.J.K. 2005. Correlates of extinction risk and hunting pressure in gamebirds (Galliformes). *Biol. Conserv.* 126: 216–233.

Kenward, R.E. & Hodder, K.H. 1996. Ranges V. An Analysis System for Biological Location Data. Wareham, UK: Institute of Terrestrial Ecology.

Lee, J.E., White, G.C., Garrott, R.A., Bartmann, R.M. & Alldredge, A.W. 1985. Assessing accuracy of radiotelemetry for estimating animal locations. *J. Wildl. Manage.* 49: 658–663.

Littell, R.C., Milliken, G.A., Stroup, W.W. & Wolfinger, R.D. 1996. SAS System for Mixed Models. Cary, NC: SAS Institute.

Lucio, A.J. 1998. Recuperación y gestión de la Perdiz Roja Española. In FEDENCA (ed.) La Perdiz Roja: 63–92.

Madrid: FEDENCA.

Lucio, A.J. & Purroy, F.J. 1987. Selección de hábitat de *A. rufa* en la llanura cerealista del SE de León. In Junta de Castilla y León (ed.) Actas I Congreso Internacional de Aves Esteparias: 225–264. León: Junta de Castilla y León.

Meriggi, A., Brangi, A., Cuccus, P. & Mazzoni della Stella, R. 2002. High mortality rate in a re-introduced Grey Partridge population in central Italy. *Ital. J. Zool.* 69: 19–24.

Millán, J., Gortázar, C., Buenestado, F.J., Rodríguez, P., Tortosa, F.S. & Villafuerte, R. 2002. Effects of a fiber-rich diet on physiology and survival of farm-reared Red-legged Partridges (*Alectoris rufa*). *Comp. Biochem. Physiol.* 134: 87–93.

Mohr, C.O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *Am. Midl. Nat.* 37: 223–249.

Nakagawa, S. 2004. A farewell to Bonferroni: the problems of low statistical power and publication bias. *Behav. Ecol.* 15: 1044–1045.

Newton, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146: 579–600.

No" sel, H. 1992. Grey partridge (*Perdix perdix*) population dynamics in east Germany. *Gibier Faune Sauv.* 9: 351–357.

Office National de la Chasse. 1986. La Perdrix Rouge. Note Technique, Fiche no. 39, Supplément au Bulletin Mensuel 106. Paris: ONC, p. 12.

Onrubia, A. & Andre's, T. 2005. Impact of human activities on steppic-land birds: a review in the context of the western Palearctic. In Bota, G., Morales, M.B., Man"osa, S. & Camprodon, J. (eds) *Ecology and Conservation of Steppeland Birds*: 185–209. Barcelona: Lynx Edicions & Centre Tecnol"ogic Forestal de Catalunya.

Pépin, D. & Blayac, J. 1990. Impacts d'un aménagement de la garrigue et de l'instauration d'un plan de chasse sur la démographie de la perdrix rouge (*Alectoris rufa*) en milieu méditerranéen. *Gibier Faune Sauv.* 7: 145–158.

Ponce-Boutin, F., Mathon, J.F. & Puchala, J.B. 2001. Essai de modélisation de la dynamique des populations de Perdrix Rouge *Alectoris rufa*: un outil pour la gestion des populations. Office National de la Chasse 2001: 23–28.

Rands, M.R.W. 1986. Effect of hedgerow characteristics on partridge breeding densities. *J. Appl. Ecol.* 23: 479–487.

Sáenz De Buruaga, M., Calero, L. & Purroy, F.J. 2001. Reconocimiento de Sexo y Edad en Especies Cinegéticas. León: Edileisa.

Shine, R. & Madsen, T. 1997. Prey abundance and predator reproduction: rats and pythons on a tropical Australian floodplain. *Ecology* 78: 1078–1086.

Storey, J.D. 2002. A direct approach to false discovery rates. *J. R. Stat. Soc. B* 64: 479–498.

Storey, J.D. 2003. The positive false discovery rate: a Bayesian interpretation and the q -value. *Ann. Stat.* 31: 2013–2035.

Suárez, F., Naveso, M.A. & De Juana, E.. 1997. Farming in the drylands of Spain: birds of the pseudosteppes. In Pain, D.J. & Pienkowski, M.W. (eds) *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and Its Implications for Bird Conservation*: 297–330. London: Academic Press.

Vargas, J.M., Guerrero, J.C., Farfán, M.A., Barbosa, A.M. & Real, R. 2006. Land use and environmental factors affecting Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*) hunting yields in Southern Spain. *Eur. J. Wildl. Res.* 52: 188–195.

Vickery, J., Carter, N. & Fuller, R.J. 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agric. Ecosyst. Environ.* 89: 41– 52.

CAPÍTULO 3 ESTUDIO EPIDEMIOLÓGICO

Estudio descriptivo de un brote de viruela aviar en perdices rojas silvestres (*Alectoris rufa*) en España.

Buenestado, F.J., Gortázar. C., Millán, J., Höfle, U., & Villafuerte, R. (2004). Descriptive study of an avian pox outbreak in wild red-legged partridges (*Alectoris rufa*) in Spain. *Epidemiology and Infection*, 132(2), 369-374.

Resumen

Se describe desde el punto de vista de la dinámica y epidemiológicamente un brote de viruela aviar descubierto en una población de perdices rojas silvestres (*Alectoris rufa*) del sur de España. Entre Marzo del 2000 y Enero de 2001 se capturaron y radiomarcaron 115 individuos silvestres (70 juveniles y 45 adultos). Además se necropsiaron 44 cadáveres encontrados en el área de estudio (10 juveniles y 34 adultos). También se inspeccionaron 108 perdices cazadas (74 juveniles y 34 adultos) en Octubre lo cual permitió el seguimiento de la enfermedad. El 41 % de los juveniles radiomarcados pero ninguno de los 45 adultos radiomarcados mostraron lesiones compatibles con el virus durante la captura, recaptura o necropsia. Al menos el 40% de los juveniles que sobrevivieron a la temporada de caza y solo el 2-9 % de los adultos inspeccionados en el mismo tiempo, mostraron lesiones compatibles la viruela aviar.

La supervivencia de juveniles durante el pico del brote fue menor que la de los adultos, pero no se encontraron diferencias significativas en la supervivencia de juveniles con y sin lesiones del virus, aunque algunas aves pudieran desarrollar lesiones después de su captura. La incidencia de la enfermedad en el área más manejada, con intenso control de depredadores, pone de manifiesto la necesidad de realizar estudios para ver la influencia

de las enfermedades y los depredadores en la dinámica de las poblaciones. Así mismo, es conveniente la detección temprana de las enfermedades para una buena gestión cinegética.

Descriptive study of an avian pox outbreak in wild red-legged partridges (*Alectoris rufa*) in Spain

SUMMARY

This study describes the dynamics and epidemiology of an outbreak of avian pox in free-living red-legged partridges (*Alectoris rufa*) in southern Spain. Between March 2000 and January 2001, 115 free-living red-legged partridges (70 juveniles, 45 adults) were captured and radio-tagged. This, together with the necropsy of 44 carcasses (10 juveniles, 34 adults) found in the study area, and the inspection of 108 shot birds (74 juveniles, 34 adults) after a hunting drive in October, permitted a close monitoring of the course of the disease. Forty-one per cent of radio-tagged juveniles but none of 45 radio-tagged adults showed pox-like lesions at the time of capture, recapture, or necropsy. At least 40 % of the juveniles that survived into the hunting season, but only 2-9 % of the adults inspected at the same time, showed lesions suggestive of infection with avian poxvirus. The survival of juveniles during the peak of the outbreak was much lower than that of the adults, but we found no significant differences between the survival probabilities of juvenile partridges with and without pox-like lesions. Nevertheless, some birds may have developed lesions after their capture. The occurrence and course of the disease in a managed area with intense predator control underlines the need for studies on the combined influence of diseases and predators on population dynamics. Also the need for early detection of diseases for the management of game species is emphasized.

INTRODUCTION

Avian pox is an infectious and contagious viral disease of worldwide distribution that has been reported in more than 60 species of free-living birds representing 20 families [1, 2], and especially in Galliformes [3-5]. In commercial poultry, fowlpox was a

common and harmful disease, which is why routine vaccination programmes are used in many farms in Spain. Various authors attribute the decrease of the occurrence of avian pox in commercial poultry not only to the massive vaccination programmes but also to a marked increase in hygiene [6]. Nevertheless, the disease still persists in backyard chicken flocks and can spill over to wild birds. More recently, there has been concern that future changes in poultry production facilities, such as moves to free-range production, could again increase the risk of avian pox outbreaks (H. M. Hafez, personal communication). Despite the species specificity of avian poxviruses, infections in populations of wild birds could present a risk for poultry [7]. Even considering the decrease in problems caused in poultry production, avian pox is still a significant pathogen which can have serious effects on wild Galliformes [2, 8, 9].

Although the virus is very stable in the environment, transmission in wild birds mostly depends on mosquitoes acting as mechanical vectors, or on the presence of small skin lesions that enable the virus to penetrate the skin. It has also been suggested that younger individuals are more vulnerable, and that birds that survive the infection develop immunity that lasts 12-18 months [8]. Thus, the transmission of this virus would be expected to be linked to factors which influence mosquito populations, such as temperature and rainfall, and to factors affecting the host's immunity, such as the proportion of naive individuals. The mortality rate may depend on the virulence of the strain, on the age-related susceptibility of the hosts, and on the occurrence of concurrent infections [5, 10]. There are few papers that describe avian pox outbreaks and their effect on free-living bird populations. The morbidity rates described in free-living Galliformes range from 2 to 54 % [3-5, 11, 12], and the mortality rates described to date are low (0-6-1-2 %) [3]. In many cases, higher mortality rates have been suspected, but a lack of adequate population data made accurate estimates impossible [5]. In exper-

imental infections of 5- to 7-day-old domestic turkey poult with wild turkey (*Meleagris gallopavo*) pox-virus, mortalities ranged from 21 to 27% [5]. While some authors have found age-related differences in the susceptibility of Galliformes to avian pox [5, 13], others have suggested that infection rates are not related to the age or sex of the birds but rather to the sampling localities [3]. The red-legged partridge (*Alectoris rufa*) is important as a game species and as part of Mediterranean ecosystems in south-western Europe. Avian pox is common and widespread among free-living, red-legged partridges throughout the Spanish mainland (D. Fernandez-de-Luco, personal communication, and authors' own data), but to date nothing is known about the relevance of the disease to the population dynamics of this species. This is the first detailed description of an outbreak of avian pox in wild partridges.

METHODS

Study area

The study was carried out in a 1000-ha private hunting estate in Medina Sidonia (Cadiz, southern Spain, 05° 58' W, 36° 27' N). Most of the range is devoted to intensive agriculture including large beetroot, wheat and sunflower fields. Only 5 % of the surface is covered by a Termomediterranean scrub of *Pistacia lentiscus* and introduced *Opuntia ficus*. The altitude ranges from 44 to 148 m a.s.l. and the average annual rainfall for the period 1975-2000 was 674 + 192 mm. The only permanent water is a shallow river that flows from West to East through the hunting area. Game management practices include artificial watering and supplementary feeding with wheat from June to October, and intense predator persecution. As a consequence of this, Egyptian mongooses (*Herpestes ichneumon*) and weasels (*Mustela nivalis*) are the most common (but still scarce) carnivores in the study area, and red foxes (*Vulpes vulpes*) are extremely rare. Raptors observed during the field-work included most frequently

Montagu's harriers (*Circus pygargus*) and long-eared owls (*Asio otus*), but a number of other species were observed occasionally.

Sample size and tagging

From March 2000 to January 2001, 45 adult and 70 juvenile free-living, red-legged partridges were captured with large handheld nets and spotlights, and tagged with radio-transmitters. Additionally, 10 non-tagged juveniles and 34 adults were found dead and necropsied, and another 74 juveniles and 34 adults were inspected after a hunting drive in October. In order to obtain a random sample only captured and hunted partridges were included in the prevalence calculations [5]. Captured birds were immediately processed and released. Three or four people participated in the capture sessions, and the average process time per bird was about 15 min. Juveniles with less than 250 g weight were fitted with a 2-g tail-mounted radio-tag (Biotrack, Dorset, UK) and a wing-tag. Juveniles over 250 g and adults were fitted with 9-g necklace radio-tags (Biotrack) and ringed. Juveniles were not sexed during their capture. Family groups were captured together whenever this was possible. Juveniles captured in the same group were recorded as group mates.

Avian pox diagnosis and lesion scores

The diagnosis of avian pox was based upon histo-pathological features that included the presence of large intra-cytoplasmic inclusions and confirmed by ultrastructural examination and virus isolation [14].

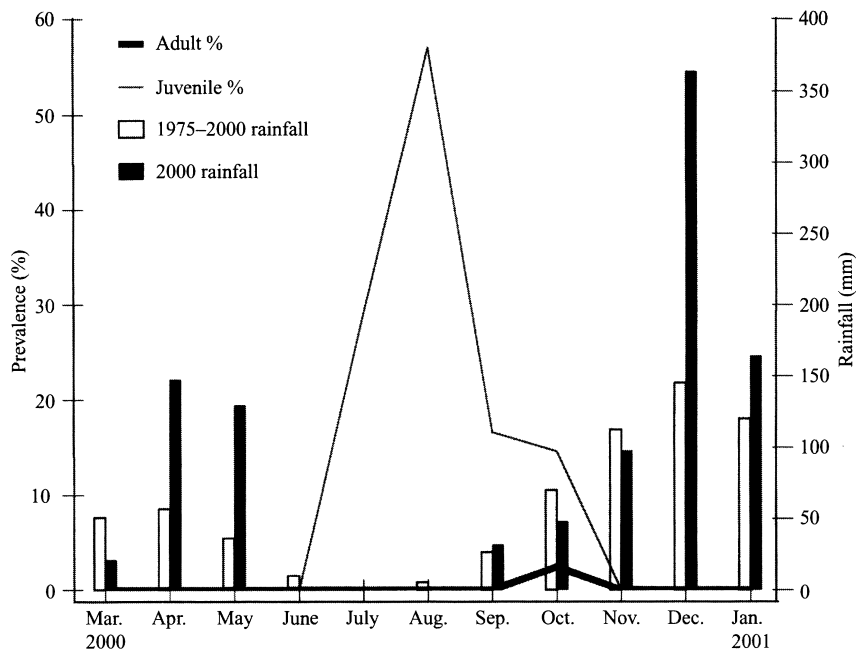


Fig. 1. Average monthly rainfall 1975-2001 (open bars), monthly rainfall in 2000 (solid bars), and percentage of red-legged partridges (n = 260) showing pox-like lesions (lines), including all captures or recaptures (n = 152), and the shot individuals (n = 108) in Medina Sidonia (Cadiz, Spain).

The lesions ranged from single warts of less than 3 mm to severe proliferative skin lesions. The severity of the lesions, as defined in ref. [4], was graded for each captured or necropsied bird, from 1 (mild) to 3 (severe) and compared between months.

Survival analysis Survival of radio-tagged partridges was estimated by aid of the Kaplan-Meier product limit estimate [15], and logrank tests were used to test against the null-hypothesis of lack of differences between data sets (adults vs. juveniles; juveniles with pox lesions vs. juveniles without visible lesions at capture time). Individuals shot at the beginning of the hunting season were treated as censored data. We used

homogeneity tests and Kruskal-Wallis non-parametric analysis of variance where appropriate [16].

RESULTS

Timing of the outbreak

Total spring rainfall was 270 mm in 2000. This value is threefold the average (99 + 60 mm) for this season recorded between 1975 and 2001. In fact, this was the highest spring rainfall recorded for the study area since 1975. Figure 1 shows the monthly rainfall and the percentage of birds showing lesions, including all captures or recaptures (n = 152), and shot individuals (n= 108). The first partridge juveniles with pox-like lesions were observed on 1 July, during the capture of birds for radio-tagging. The proportion of juveniles with lesions increased from July (30.3 %) to August (60.6 %, $\chi^2=4.95$, 1 D.F., $P<0.05$) and thereafter decreased until October. There was no difference in the average severity of the lesions described each month (Kruskal-Wallis, $\chi^2=6.2$, 3 D.F., $P>0.05$). After October, no bird with pox-like lesions was observed in the study area.

Morbidity data

Pox cases were aggregated in family groups more than would be expected at random ($\chi^2=26.9$, 10 D.F., $P<0.01$). Thus, group mates of pox-positive individuals had higher chances of becoming infected than group mates of healthy ones. From June to September, gross lesions indicative of avian pox were observed on 29 out of 70 juvenile partridges (41.4 %), either at their first capture, during subsequent recaptures, or at necropsy. The probability of detecting pox-compatible lesions was higher ($\chi^2=7.9$, 1

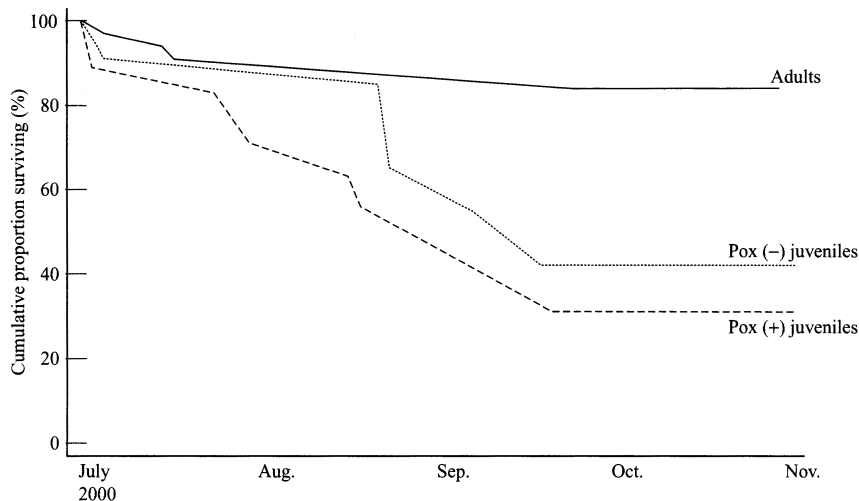


Fig. 2. Kaplan-Meiers survival function of radio-tagged adult and juvenile red-legged partridges in Medina Sidonia (Cadiz, Spain) from 1 July 2000 to 31 October 2000, during the peak of an avian pox outbreak.

D.F., $P < 0.01$) in individuals that were inspected more than once between June and October (e.g. at capture and at recapture or necropsy, $n = 16$). This subsample had a prevalence of 75 %. Thus, the prevalence for the total sample must be considered a minimum estimate since not all birds could be inspected at recapture or necropsied, and since early lesions may have been missed. In contrast, no radio-tagged adult inspected between March 2000 and January 2001 during capture or at necropsy showed similar pox-like lesions ($n = 45$ birds). In the hunted sample (8 October 2000), 11 of 74 juveniles (14.9 %) still had mild pox-like lesions. Nineteen additional juveniles (25.7%) showed scars that suggested healed pox lesions at this time [1]. Thus, at least 40% of those juveniles that survived into the hunting season showed evidence of contact with avian poxvirus. In contrast, only 1 out of 34 adults (2.9%) inspected at the same time showed scars. No sex-related differences in the prevalence were found in the subsample of shot juveniles (males 56 %, females 75 %, $\chi^2 = 1.50$, 2 D.F., $P > 0.05$). From July to September 2000, eight juvenile non-tagged partridges were found dead in the study area and necropsied. Five of these (62.5 %) had pox-compatible lesions. Such lesions were

observed only in 1 of the 34 necropsies performed on adult partridges found dead in the study area between March 2000 and January 2001 (a non-tagged male found in October). In this case, the lesions were rated as severe and affected not only the feet and legs but also the eyelids and the ceres. An intense concomitant parasitosis (2 x 10⁵ Eimeria sp. oocysts, 100 Cheilosporira gruvelli and 200 Trichostrongylus sp. eggs/g of faeces) probably contributed to the death.

Partridge survival during the outbreak

Figure 2 shows the survival estimates for adult and juvenile red-legged partridges during the outbreak. Adults had a higher (WW = 7-75, test statistic = 338, P < 0-001) survival probability (mean 83 % + 28) than juveniles radio-tracked during the same period (mean 38% + 30). We found no differences between the survival of juveniles with (mean 31 % + 28) and without pox-compatible lesions (mean 42 % ± 31, WW = -1-28, test statistic = -066, P > 0-05). Nevertheless some of the birds classified as 'without lesions' may have acquired the disease after their capture and, if no recapture or necropsy was possible, some of those may have remained unnoticed. We did not find differences in the severity of disease (U test, Z = 0-27, P > 0-05) between tagged and non-tagged individuals during the inspection of the hunted birds.

DISCUSSION

To our knowledge, this is the first detailed epidemiological description of an outbreak of avian pox in free-living, red-legged partridges. Similar descriptions only exist from an outbreak among wild bobwhite quail (*Colinus virginianus*) in the Eastern United States [3]. Radio-tracking and capturing permitted a very thorough observation of the course of the outbreak in juvenile birds [17]. Unfortunately, few adults could be examined during the peak of the outbreak, thus limiting the information on this age group. Further, due to the high number of losses, less data than expected could be

collected from juveniles. Numerous authors have suggested that the fitting of wild birds with radio-transmitters may negatively affect their survival, compared to non-tagged controls [18]. In our study, capture and manipulation of the partridges for radio-tagging could have caused stress-related immunosuppression and thus have increased the susceptibility of the birds to the disease. Nevertheless, we found no differences in the severity of the disease between tagged and non-tagged individuals during the inspection of the hunted birds. Poxvirus infection rates may differ between sampling localities, with important differences even on adjoining properties [3]. There is no accurate data on other estates close to the study area, but cases reported by the gamekeepers were sporadic rather than massive. The peak of the outbreak coincides with presumably high mosquito densities due to the exceptionally high rainfall in spring, and with the chick season of the red-legged partridge in the area. Davidson et al. [3] reported birds with lesions from July to the end of March, which was probably related to the humid climate and well-known mosquito density in their study area. Consistent with the literature (e.g. [5, 11, 13]) most of the birds affected in our study were juveniles. This contrasts with Pages' statement that pox-incidence in farmed red-legged partridges is higher in adults [19]. The higher prevalence in juveniles may be related to their poorer immune competence, to the lack of acquired immunity, or to the fact that their skin is softer and less densely feathered, and thus more easily wounded or punctured by mosquitoes. Behavioural aspects could also influence the infection in juveniles, as those belonging to groups with affected individuals were more likely to develop lesions than those from groups without affected individuals. As juveniles mingle continuously during the day and huddle together during the night, transmission within family groups might be produced by mechanical contact. The probability of getting stung by the same mechanical vector also increases due to this behaviour (J. Lucientes, personal

communication). The source of the virus that caused the outbreak is still to be determined. It could (i) be enzootic, (ii) have been introduced by infected farm-bred partridges used for restocking on neighbouring estates and, (iii) result from a spill-over from infected domestic poultry. The absence of apparent disease in most adults might indicate it was endemic in the study area, being maintained as persistent infection in carriers [20]. Adult birds could have survived an infection and developed a specific immunity [8]. In order to get a clearer view of the disease dynamics molecular studies are under way to determine the origin of the poxvirus that was isolated from the observed lesions. The low mortality found in this study is consistent with the findings of ref. [3] and the common understanding that avian pox is a mild self-limiting disease in most wild birds [1]. There was no significant relationship between survival and the presence or absence of pox-like lesions in juvenile partridges, but these results have to take into account the small sample size and the low power of the test. Moreover, early lesions may have been missed on some birds, and not all birds could be recaptured or examined after death. On only a few occasions was the death of the affected birds related directly to pox, but more such cases may have gone unnoticed due to predation, and an adverse effect on body condition of the presence of pox lesions can be demonstrated in juvenile partridges [14]. This is consistent with the statements of other authors that indirect factors, such as increased susceptibility to predation due to depressed growth rates, debilitation and behavioural changes, may be even more important than direct mortality [5]. Predator control is very strong in the study area. This may on the one hand have reduced the removal of diseased partridges and thus have led to increased transmission. On the other hand it may have limited the effect of avian pox at the population level, since more sick birds may have been able to survive (and eventually heal) than if they had a 'normal' predation rate. This underlines the

importance of studying the combined effect of predators and diseases in the regulation of natural populations [21]. In Spain, hunters commonly relate particularly wet springs with poor partridge years. The normal explanation is that rainy springs may reduce hatching of the eggs. Like Forrester [5], we speculate that avian pox also could also negatively affect game-bird populations in rainy years. In our opinion, the high pox prevalence reported here probably had an adverse effect at the population level, especially on the recruitment rate, but the lack of historical data on partridge density and productivity in the study area makes it impossible to test whether the observed mortality was additive or compensatory [22]. In any case, this outbreak may be due to very particular meteorological circumstances that do not occur every year. The influence of diseases such as avian pox on partridge populations may require the management of hunting practices in order to maintain a stable and healthy core population. This might include regular censuses of the population, especially prior to the hunting season. Early detection of diseases, and sound data on population density, may then enable the adjustment of extraction quotas to reflect the actual situation.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported by project 1FD1997-2299 and the Junta de Andalucía. Professor E. F. Kaleta allowed use of his diagnostic facilities, and Marisa Castillo, Mercedes Mufioz and many colleagues helped with the fieldwork, despite Pepe, Purri and Chano.

REFERENCES

1. Tripathy DN, Reed WM. Pox. In: Calneck BW, ed. Diseases of poultry. Ames: Iowa State University Press, 1997: 643-659.

2. Bolte AL, Meurer J, Kaleta EF. Avian host spectrum of avipoxviruses. *Avian Pathol* 1999;28: 415-432.
3. Davidson WR, Kellogg FE, Doster GL. An epornitic of avian pox in wild bobwhite quail. *J Wildlife Dis* 1980; 16: 293-298.
4. Davidson WR, Nettles VF, Couvillion CE, Howerth EW. Diseases diagnosed in wild turkeys (*Meleagris gallopavo*) of the southeastern United States. *J Wildlife Dis* 1985; 21: 386-390.
5. Forrester DJ. The ecology and epizootiology of avian pox and malaria in wild turkeys. *Bull Soc Vector Ecol* 1991; 16: 127-148.
6. Mayr A. Vogelpocken. In: Heider-Monreal, eds. *Krankheitendes Wirtschaftsgeflügels*. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag Jena, 1992: 486-491.
7. Reed WM, Fatunmbi OO. Characterization and immunogenicity of 'variant' strains of avian pox-viruses. In: *Proceedings of the 131st Annual Meeting of the American Veterinary Medical Association*, 1994: 124.
8. Boch H, Schneidawind H. *Krankheitendes Jagdbaren Wildes*. Berlin: Parey, 1994.
9. Samour JH, Kaaden OR, Wernery U, Bailey TA. An epornitic of avian pox in houbara bustards (*Chlamydotis undulata macqueenii*). *Zentralbl Veterinarmed [B]* 1996; 43: 287-292.
10. Ostrowski S, Ancrenaz M, Saintjalme M, Greth A. Concurrent avian pox and Newcastle-disease infection in a houbara bustard (*Chlamydotis undulata*). *Avian Pathol* 1995; 24: 573-577.
11. Crawford JA, Oates RM, Helfer DH. Avian pox in California quail from Oregon. *J Wildlife Dis* 1979; 15: 447-449.

12. Wilson MH, Crawford JA. Poxvirus in scaled quail and prevalences of poxvirus-like lesions in northern bobwhites and scaled quail from Texas. *J Wildlife Dis* 1988; 24: 360-363.
13. Crawford JA. Differential prevalence of avian pox in adult and immature California quail. *J Wildlife Dis* 1986; 22: 564-566.
14. Gortazar C, Millan J, Hoefle U, Buenestado F, Villafuerte R, Kaleta EF. Pathology of avian pox in wild red-legged partridges (*Alectoris rufa*) in Spain. *Ann NY Acad Sci* 2002; 969: 354-357.
15. Church KE. Survival and nesting biology of trans-located grey partridge (*Perdix perdix*) in New York State, USA. *Gibier Faune Sauvage (Game and Wildlife)* 1993; 10: 281-291.
16. Siegel S. *Estadística no paramétrica*. Mexico: Trillas, 1970: 344.
17. Houseknecht CR. Biotelemetry as a technique in disease ecology studies. *J Wildlife Dis* 1970; 6: 414-417.
18. Thirgood SJ, Redpath SM, Hudson PJ, Hurley MM, Aebischer NJ. Effects of necklace radio transmitters on survival and breeding success of red grouse *Lagopus lagopus scoticus*. *Wildlife Biol* 1995; 1: 121-126.
19. Pagis A. Patología de la perdiz roja. Higiene y profilaxis. In: *Fundación La Caixa. La perdiz roja: gestión del hábitat*. Barcelona: Aedos, 1992: 41-47.
20. Ramos MCC, Coutinho SD, Matushima ER, Senhorini IL. Poxvirus dermatitis outbreak in farmed Brazilian caimans (*Caiman crocodilus yacare*). *Aust Vet J* 2002; 80: 371-372.

21. Hudson PJ, Dobson AP. Host-parasite processes and demographic consequences. In: Clayton DH, Moore J, eds. Host-parasite evolution. General principles and avian models. Oxford: Oxford University Press, 1997: 128-154.

22. Dobson AP, Grenfell BT, eds. Ecology of infectious diseases in natural populations. Cambridge: Cambridge University Press, 1995: 521.

SÍNTESIS Y CONCLUSIONES

La perdiz roja está clasificada como SPEC categoría 2 (Species of European Conservation Concern) basado en el marcado declive de sus poblaciones y su limitada área de distribución (Aebischer & Potts 1994, BirdLife International 2004), siendo más acusado este descenso poblacional durante la última mitad del siglo XX (Aebischer & Lucio 1997). Sin embargo, a pesar de que esta tendencia se viene confirmando con los años, (SEO/Birdlife, 2015), resulta paradójico que, pese a ser una especie importante desde diferentes perspectivas como son la tradición cinegética (“reina de la caza menor”), la socioeconómica en muchas áreas rurales (la especie de caza menor que mayor riqueza produce) y la ecológica, por su papel como presa en los ambientes mediterráneos (consumida por al menos 42 especies), a día de hoy, falta un conocimiento exhaustivo de no pocos aspectos de su biología, entre otros el que concierne al estado y situación actual de las poblaciones silvestres así como la presión cinegética a la que están sometidas dichas poblaciones, lo cual llevaría implícito el mismo estado de conocimientos en todo lo relativo a las perdices de granja.

No en vano la perdiz roja está considerada DD en el Libro Rojo de las Aves de España, por ser especie de la que se carece de información suficiente, y a ello contribuye la dificultad a la hora de obtener estadísticas reales sobre bolsas de caza a nivel nacional así como la cantidad de perdices de granja que se suelta, la que se caza y la que sobrevive. Esta información tan básica como necesaria para poder hacer frente con eficacia a la gestión de los problemas de conservación de la especie, se topa con los intereses económicos del sector más industrializado, interesado en no discernir el total de capturas para evitar el conocimiento de la proporción silvestres/granja (Garrido, 2012). Mientras no exista un control y conocimiento rigurosos en este aspecto, y en este sentido los más interesados debieran ser los propios cazadores, difícilmente se podrían

realizar estrategias de conservación a gran escala geográfica, como puede ser a nivel regional o nacional, pues las estrategias aisladas no suelen ser eficaces, y sacar del declive poblacional a la especie.

Esta tesis trata aspectos esenciales de la biología de la perdiz roja fruto de la monitorización de diferentes poblaciones distribuidas en zonas con diferente tipo de gestión del sur y centro de España. Esto es, la selección de hábitat y aquellos componentes del paisaje que afectan al uso del espacio y tamaño de las áreas de campeo, y por otro lado, el estudio de la supervivencia y causas de mortandad de dichas poblaciones. Constituyó el primer estudio en el que se radiomarcaron individuos de poblaciones silvestres, evitando así los efectos de posibles migraciones o los errores de otras técnicas empleadas frecuentemente como la captura-marcaje-recaptura. Se resumen a continuación los resultados más relevantes obtenidos en esta Tesis Doctoral, así como las medidas derivadas de los mismos a tener en cuenta, de cara a su posible aplicación en la gestión y conservación de la especie.

Selección de hábitat y áreas de campeo (Capítulo 1)

Independientemente del nivel considerado a escala espacial, cualquier tipo de manejo sobre la perdiz roja que no tenga en cuenta la calidad del hábitat, está abocado al fracaso o a no obtener unos resultados totalmente satisfactorios. Nuestros resultados confirman la importancia del manejo del hábitat en la conservación de las poblaciones de perdiz roja al igual que otros autores (Casas et al., 2010; Villanúa et al., 2011); Sin embargo otros trabajos (Bro et al., 2004) apuntan en sentido contrario, en este caso para la perdiz pardilla. Por su parte, el tamaño del área de campeo es función inversa de la calidad del hábitat. Este factor clave puede influir en la supervivencia, productividad, la inmigración o emigración y en definitiva en la dinámica poblacional de las especies (p. ej. Newton, 1980; Potts, 1980; Green, 1984; Rands, 1986, 1988). La perdiz roja es una

especie generalista pero que encuentra sus hábitats óptimos en los agrosistemas especialmente cerealistas diversificados, con abundancia de linderos, zonas marginales y retazos de vegetación natural (Lucio & Purroy, 1987, 1992; Vargas et al., 2006, entre otros) . En España los paisajes agrarios han sufrido una fuerte intensificación en los últimos 40 años del siglo pasado. Una revisión del censo agrario (MAPA, 2000), nos ha permitido constatar que esta intensificación se ha producido principalmente durante las décadas comprendidas entre los años 60 al 2000 y que ha consistido en una reducción del número de propiedades y por tanto en una concentración parcelaria (21.7 %) o aumento del tamaño medio por propiedad. Por otro lado, la superficie cultivada total censada disminuyó en su conjunto (1.8 %) pero la superficie agraria útil (SAU) por propiedad aumentó considerablemente, en torno al 6.4 %, lo cual se tradujo en un aumento del tamaño medio de las parcelas al ser mayor la SAU que junto con la progresiva mecanización favoreció la desaparición de zonas marginales y la superficie de lindes.

La intensidad de la selección de hábitat se ve influenciada por el tamaño de parche en las diferentes áreas de estudio. Las tres variables que afectan al tamaño de las áreas de campeo son el tamaño de parche (+), la abundancia de lindes (-) y las molestias agrícolas (+).

El alimento suplementario en nuestro caso no afecta al tamaño de las áreas de campeo, ni la cantidad de alimento influye en el comportamiento espacial. En A4, área de estudio eminentemente agrícola y sometida a una importante variación estacional debido a los ciclos de los cultivos, no hay diferencia estacional en el tamaño de las áreas de campeo.

El tamaño de las áreas de campeo de una población de perdiz roja puede ser un buen indicador de la calidad del hábitat donde se asienta dicha población.

Respecto a la selección en función de la noche y el día, en las áreas de estudio con suficiente información que se corresponden con las más manejadas, se ha encontrado selección de hábitat tanto de noche como de día pero solo hay diferencias en A1. En A1 los adultos seleccionan para dormir cultivos que les proporcionan cobertura y evitan caminos. En A4 seleccionan zonas aradas y parches marginales de pastizal. Las perdices siempre eligen para dormir una zona despejada de vegetación pues su estrategia de huida es salir volando más o menos en vertical. La evitación de los predadores como uno de los factores clave a la hora de la selección del lugar para establecer el dormitorio es frecuente en muchas especies (Caro, 2005). Así por ejemplo se ha comprobado que la perdiz gris selecciona como estrategia antipredatoria dormitorios ubicados en zonas de escasa vegetación y a cierta distancia de bordes, evitando pastizales o vegetación alta (Tillmann, 2009). También se ha comprobado este tipo de estrategia en el gallo lira (*Tetrao tetrix*), el urogallo (*Tetrao urogallus*) y otras galliformes (Marjakangas, 1990; Finne et al., 2000; Hiller & Guthery, 2005; Thiel et al., 2007). Aunque no tenemos información suficiente, nuestras observaciones nos hacen sospechar que un factor clave a la hora de seleccionar los dormitorios es el tipo de predador que haya; así frente a carnívoros las perdices parecen elegir espacios abiertos sin cobertura mientras que en lugares con presencia de predadores como el búho real seleccionan pequeños claros en las zonas de matorral y gran cobertura. Futuros trabajos podrían profundizar en este aspecto pues, de ser un factor clave el tipo de predador a la hora de selección de los dormitorios de la perdiz roja, en el manejo del hábitat se debería tener en cuenta este factor como forma indirecta de minimización de la depredación.

En general el tamaño del área de campeo no difiere entre sexos. A la hora de comparar entre ellos, tan solo disponemos de información suficiente en A1 donde los ♂ seleccionan campos arados en verano frente a las ♀ que eligen campos de cereal

En A1 y a nivel de área de campeo, los adultos seleccionan los campos arados, el pastizal-matorral y los caminos. En A2 a nivel de área de estudio hay selección de las zonas ocupadas por juncales. En A3 a nivel de área de estudio hay selección del matorral y en A4 a nivel de área de campeo seleccionan pastizales y regadíos, evitando viñedos y olivares

En líneas generales, en las áreas de estudio agrícolas las perdices evitan los parches boscosos así como los de baja cobertura (extremos en cuanto a la estructura de la vegetación), mientras que son seleccionados los cultivos y zonas de cobertura media. En las áreas de estudio dominadas por vegetación natural las perdices prefieren los parches de gran cobertura y los ocupados por cultivos y pastizales. La cobertura (que en gran medida está relacionada con la defensa antipredatoria) y la disponibilidad de alimento, (ambas pueden estar interrelacionadas), son dos factores clave en la selección de hábitat a nivel de área de estudio. Sin embargo las zonas boscosas, de gran cobertura, tal vez sean evitadas por las características comportamentales de la especie frente a la huida ante los predadores, pues una cobertura suficiente pero de escaso porte (altura) como pueden ser el matorral mediterráneo o los cultivos (cereal, remolacha, etc.), les permite pasar más inadvertidas visualmente y a la vez poder huir fácilmente, frente a una zona boscosa donde la huida se ve dificultada por el alto porte arbóreo. La perdiz roja suele ocupar las etapas suberiales bajas y medias de la sucesión ecológica de los ecosistemas mediterráneos evitando las etapas climácicas de los bosques maduros.

Disponibilidad de alimento y tipo de cobertura parecen ser los factores claves en la selección de hábitat; las zonas marginales, no cultivadas y la abundancia de lindes,

contribuyen a la heterogeneidad ambiental característica de la especie a la hora de la selección y que deben proporcionar, a parte de la cobertura idónea como estrategia antipredatoria, el aporte proteínico necesario en época de reproducción, por además verse más excluidas de los efectos de plaguicidas y herbicidas en general.

Las altas densidades de perdices en nuestras áreas de estudio donde predomina el paisaje agrícola, bien pudieran deberse al importante aporte de alimento suplementario y control de predadores como forma de manejo principal en dichas áreas. Podría tomarse, en igualdad del resto de factores, el tamaño de las áreas de campeo como bioindicador del éxito de las repoblaciones dadas las diferencias entre las áreas de campeo entre poblaciones silvestres y perdices de granja.

Nuestros datos no nos permiten establecer una tendencia y correlación entre los resultados obtenidos en nuestro modelo con la evolución del paisaje agrícola en España, entre otras causas por cuestiones de tipo de amplitud espacio-temporal, pero teniendo en cuenta la bibliografía al respecto, todos los datos apuntan a que esta evolución ha sido negativa para la especie.

Supervivencia y causas de mortalidad

La condición física, la diversidad de vegetación y la cantidad de lindes afectan favorablemente a la supervivencia de la perdiz roja, estando asociadas negativamente estas dos últimas variables con la mortalidad por depredación y enfermedad. A su vez la probabilidad de ser cazado aumenta cuanto menor es el índice de matorral y mayor el índice agrícola. La probabilidad de muerte por enfermedad aumenta cuanto menores son los índices de diversidad, matorral y lindes.

Se han encontrado cuatro causas de muerte: caza, depredación, enfermedad y traumatismo.

Las tasas de supervivencia en áreas poco manejadas son más constantes a lo largo del año que en las más manejadas. Las mayores tasas de supervivencia mensual encontradas a lo largo del año para las perdices adultas se han encontrado en el área de estudio menos manejado (A2) y en donde las hembras sobreviven más que en las dos áreas de estudio más manejadas (A1 y A4). En las áreas de estudio donde la modalidad de caza practicada es el ojeo, la principal causa de muerte es la caza (A1 y A4). La principal diferencia entre áreas más manejadas y menos en periodo de veda es que en las primeras predomina la muerte por enfermedad (concentradas en verano y causadas por enteritis bacterianas) y en las segundas por depredación con una distribución regular a lo largo del año. Las tasas de depredación no están asociadas con la densidad pero sí las tasas por enfermedad. En los ojeos (A1 y A4) se cazan algo más del 50% de los adultos radiomarcados. Las tasas de depredación están asociadas con la riqueza de depredadores encontradas en cada zona pero no hay relación entre abundancia de depredadores y la supervivencia o causas de mortalidad. El brote de viruela aviar encontrado en A1 (mayor manejo y densidad de perdices) afecta al 41% de los juveniles. En las dos áreas de estudio donde se disponen de juveniles para los análisis, se ha encontrado que la supervivencia de estos es mayor en A2 que en A1.

La supervivencia de las perdices aumenta con la heterogeneidad espacial y linderos. Hay por tanto una estrecha relación entre heterogeneidad espacial, supervivencia y tamaño del área de campeo.

Las enfermedades pueden jugar un importante papel en la dinámica poblacional de la perdiz roja, en nuestro caso la principal causa de muerte de las hembras en las dos áreas de estudio más manejadas (A1 y A4), y asociada a la densidad, nos hace sospechar que las altas densidades debido en gran parte al manejo efectuado en los cotos como es el control de depredadores y el aporte de agua y alimento suplementario, lo cual favorece

el contacto y la agregación de individuos, puede facilitar el contagio y velocidad de propagación de dichas enfermedades. Las hembras son más vulnerables en época reproductora por el estrés fisiológico que supone la puesta e incubación lo cual es importante porque puede afectar al potencial reproductivo y como consecuencia dificultar la estabilidad o recuperación de las poblaciones

Al comparar las áreas de campeo entre las perdices que sobrevivieron a la caza y las cazadas se ha encontrado una asociación entre no ser cazada y mayor índice de matorral por lo que la presencia de matorral aumenta la supervivencia de las perdices durante la época de caza

Nuestros datos confirman los resultados obtenidos por otros autores de que la caza es una importante causa de mortalidad que puede conllevar el declive de las poblaciones de perdiz roja (Lucio, 1998)

La importancia del manejo del hábitat especialmente aumentando la complejidad y heterogeneidad del paisaje para la recuperación de las poblaciones, de ahí la urgente planificación de una gestión agrícola que no vaya en detrimento de estas dos actividades

El manejo del hábitat (nuestros datos) reduce la influencia de la depredación (Arroyo & Beja, 2002)

El conveniente manejo del hábitat que favorece a la perdiz roja, puede favorecer a otras especies en peligro de extinción

Seguimiento brote de viruela aviar

Constituye este el primer estudio epidemiológico de un brote de viruela aviar realizado en una población silvestre de perdiz roja, y que se localizó en una de las cuatro áreas de estudio donde predomina la agricultura, con alta densidad de perdiz y muy gestionada cinegéticamente. Afectó al 41% de los juveniles con importantes lesiones de Junio a Septiembre. Los casos estaban agregados en grupos familiares y no al azar. La prevalencia en Julio fue del 30,3 % y para del 60,6%; $P < 0,05$. Después de Octubre no se observaron lesiones. Aspectos comportamentales relacionados con la tendencia gregaria de los juveniles así como mantenerse apiñados durante la noche puede facilitar el contagio por contacto físico dentro de un grupo familiar. Los 45 adultos radiomarcados capturados en todo el periodo de estudio no presentaron lesiones. Los juveniles sin pox sobreviven más tiempo que los que tienen la enfermedad pero no se han encontrado diferencias significativas en la supervivencia entre ambos grupos. Al no encontrar diferencias en la severidad de las lesiones causadas por la enfermedad entre los individuos cazados radiomarcadas y no radiomarcados, se podría pensar que el estrés por manejo y la consiguiente posibilidad de inmunodepresión no tuvo efecto importante en el desarrollo de la enfermedad.

Suicidios

En los estudios de los animales en los cuales se emplea la técnica de radiotracking y estos son sometidos a un manejo previo, es necesario conocer los posibles efectos negativos derivados de este manejo y su posible influencia en la información que se trata de obtener.

Para este trabajo se capturaron 26 pollos, 46 juveniles y 48 adultos, utilizando dos métodos de captura; por un lado cajas trampa con cebo y reclamo durante el día o bien

con red y un foco durante la noche. La muerte por manejo se produjo solo en juveniles, el 30% de los juveniles radiomarcados murieron a las pocas horas de la captura. El examen postmortem de los individuos permitió concluir como causa las autolesiones en la garganta y la miopatía de captura. El grado de ajuste del radioemisor puede empeorar la muerte por estas causas. Se ha encontrado una relación entre muerte y las condiciones climáticas del día de captura y manejo, de tal forma que pueden afectar las bajas temperaturas y niveles altos de humedad. Las autolesiones solo se produjeron en juveniles y no en adultos.

Por tanto se concluye como factores de riesgo el ajuste del radioemisor, en nuestro caso el cuello de los animales, las condiciones climáticas y el método y tiempo de captura, pues ninguna de las perdices capturadas con cajas trampa murió por causas relacionadas con el manejo, lo cual sería interesante tener en cuenta en posteriores estudios.

CONCLUSIONES

Disponibilidad de alimento y tipo de cobertura como defensa antipredatoria son factores claves en la dinámica poblacional de la perdiz roja. El tamaño de parche, que condiciona la cantidad de lindes y heterogeneidad paisajística, influye en el tamaño de las áreas de campeo

La intensidad de la selección de hábitat se ve influenciada por el tamaño de parche en las diferentes áreas de estudio. Las tres variables que afectan al tamaño de las áreas de campeo son el tamaño de parche (+), la abundancia de lindes (-) y las molestias agrícolas (+).

Independientemente del nivel considerado a escala espacial, cualquier tipo de manejo sobre la perdiz roja que no tenga en cuenta la calidad del hábitat, está abocado al fracaso o a no obtener unos resultados totalmente satisfactorios.

El tamaño de las áreas de campeo de una población de perdiz roja puede ser un buen indicador de la calidad del hábitat donde se asienta dicha población, así como del éxito de las repoblaciones.

Sería interesante realizar trabajos en relación a la selección de hábitat de dormideros por la posible importancia de la estructura de la vegetación como defensa antipredatoria.

La simplificación paisajística y el descenso de la productividad como consecuencia del cambio climático hacen necesario la realización de estudios encaminados a conocer sus

efectos en las poblaciones de perdiz roja así como las medidas de gestión necesarias para paliarlos

La condición física, la diversidad de vegetación y la cantidad de lindes afectan favorablemente a la supervivencia de la perdiz roja, estando asociadas negativamente estas dos últimas variables con la mortalidad por depredación y enfermedad.

En las áreas de estudio donde la modalidad de caza practicada es el ojeo, la principal causa de muerte es la caza, pudiendo llegar a ser una importante causa de mortalidad que pueda llevar al declive de las poblaciones de perdiz roja

La probabilidad de muerte por enfermedad aumenta cuanto menores son los índices de diversidad, matorral y lindes.

La principal diferencia entre áreas más manejadas y menos en periodo de veda es que en las primeras predomina la muerte por enfermedad (concentradas en verano y causadas por enteritis bacterianas) y en las segundas por depredación con una distribución regular a lo largo del año.

Las enfermedades pueden jugar un importante papel en la dinámica poblacional de la perdiz roja, en nuestro caso la principal causa de muerte de las hembras en las dos áreas de estudio más manejadas, y asociada a la densidad

Los juveniles sin pox sobreviven más tiempo que los que tienen la enfermedad pero no se han encontrado diferencias significativas en la supervivencia entre ambos grupos

El brote de viruela aviar encontrado en el área de estudio más manejada y de más alta densidad de perdices afectó a los juveniles (41%). Los casos estaban agregados en grupos familiares y no al azar, tal vez debido al comportamiento gregario y mayor posibilidad de contacto físico entre hermanos durante la noche.

La muerte de las perdices por manejo tiene como factores de riesgo el grado de ajuste del radioemisor, en nuestro caso el cuello de los animales, las condiciones climáticas (temperatura y humedad) y el método y tiempo de captura, lo cual sería interesante tener en cuenta en posteriores estudios.

ANEXO:

Autolesiones y miopatía de captura en juveniles de perdiz roja capturados con red y radiomarcados.

Höfle, U., Millán, J., Gortázar, C., Buenestado, F.J., Marco, I. and Villafuerte, R.

(2004). Self-injury and capture myopathy in net-captured juvenile red-legged partridge with necklace radiotags. *Wildlife Society Bulletin*, 32(2): 344-350.

Resumen

Es importante conocer los efectos adversos de los radiemisores y el manejo en los estudios de radioseguimiento, especialmente en aves. Catorce de 46 (30.4%) perdices rojas juveniles (*Alectoris rufa*) capturadas con redes y posteriormente radiomarcadas, murieron a las pocas horas tras la captura en un estudio en el sur de España. Las aves encontradas muertas se examinaron, tomándose datos de bioquímica sanguínea, biometría, y datos meteorológicos del día de captura para detectar los factores de riesgo asociados a las muertes. Los niveles de kreatinina kinasa en plasma fueron altos en las perdices, produciéndose la muerte bien por autolesiones, por miopatía de captura (CM), o ambas causas. La ubicación de las lesiones sugiere que el grado de ajuste del radioemisor podría contribuir en la CM causada por la captura y el manejo. No se ha encontrado influencia del peso y tamaño de los individuos con la muerte pero sí con las bajas temperaturas y alta humedad. Sería interesante tener en consideración estos factores de riesgo como los climáticos, el método de captura y tipo y ajuste del radioemisor, especialmente con la captura y manejo de perdices juveniles.

Self-injury and capture myopathy in net-captured juvenile red-legged partridge with necklace radiotags

Abstract

Adverse effects of radiotransmitters and handling are major concerns during radiotracking studies, especially in avian species. Fourteen out of 46 (30.4%) juvenile red-legged partridge (*Alectoris rufa*) trapped using hand-held nets and marked with necklace radiotags during a study in southern Spain died within a few hours after capture. We studied the affected birds and compared data from postmortem examination, blood chemistry, biometry, and meteorology on capture days to identify risk factors related to the deaths. The affected partridge had high creatine kinase plasma levels. Postmortem examination confirmed that the deaths had been due to self-injury, capture myopathy (CM), or both. Distribution of lesions indicated that struggling with the transmitter could have exacerbated CM caused by trapping and handling. There was no effect due to bird size or weight, but deaths were related to capture days with lower mean temperatures and higher humidity. The consideration of combined risk factors such as climate, capture method, and radiotag type may deserve more attention regarding capture and radiotagging techniques, especially in juvenile partridge.

Key words

Alectoris rufa, capture myopathy, humidity, radiotagging, red-legged partridge, risk factors, self-injury, Spain, temperatura

Exertional myopathy is a non-infectious disease that has been described in wild and domestic animals. Episodes of exertional myopathy may occur throughout normal life-history events, especially as the result of predator-avoidance efforts (Williams and

Thorne 1996). When associated with trapping or handling, the disease is known as capture myopathy (CM) and usually is associated with strenuous and vigorous use of the large appendicular muscles during trapping, pursuit, capture, restraint, and transport (Williams and Thorne 1996). It was first described in African ungulates (Jarrett et al. 1964), and since, the number of species reported to have developed CM has expanded to include most major groups of vertebrates. It also has been observed in avian species, but such reports have been less common.

Young (1967) first reported avian CM in greater flamingos (*Phoenicopterus ruber*) and lesser flamingos (*P. minor*). Later it was described in a number of other orders (Purchase and Minton 1982, Windingstad et al. 1983). Among gallinaceous birds, Spraker et al. (1987) found that significant numbers of wild turkeys (*Meleagris gallopavo*) in the United States suffered from subclinical CM following capture with drop nets. The precise pathogenesis of CM is unclear, but metabolic acidosis due to elevated levels of lactic acid from anaerobic glycolysis, as a response to intense muscular activity, is the central factor (Wobeser 1997). Predisposing conditions for CM may include overexertion during periods of high ambient temperature, genetic factors, and possibly deficiencies in selenium or vitamin E (Kock et al. 1987, Carpenter et al. 1991, Beringer et al. 1996). Radiotagging is a method commonly applied to the study of avian populations worldwide (Kenward 2001). As a consequence, numerous studies exist, especially in birds, on the possible adverse effects of radiotags on marked individuals (White and Garrot 1990). Main concerns have included short-term effects such as abnormal behavior, and long-term effects such as the conspicuousness of tagged animals or lesions related to tag attachment (White and Garrot 1990, Thirgood and Redpath 1997, Bro et al. 1999, Kenward 2001). Radiotag mass has been demonstrated to be a major factor, with adverse effects emerging for necklaces and

collars of >3% of body mass (Kenward 2001). Short-term effects of radiotags documented in birds include increased comfort movements, abnormal behavioral patterns, and decreased foraging and reproductive behavior (Small and Rusch 1985), but to our knowledge no observations of self-injury in relation to radiotags have been reported (Thirgood et al. 1995, Bro et al. 1999, Kenward 2001).

The red-legged partridge (*Alectoris rufa*) is the most important small-game species in Spain. A 2- year radiotracking study was carried out in southern and central Spain on red-legged partridge of different age classes in order to investigate population dynamics of this species. Some of the juvenile partridge captured in southern Spain died within 72 hours after handling and were found to have lesions compatible with self-injury and CM. We studied the morphometry, clinical signs, and postmortem findings in these animals in relation to data on capture methods and climate in order to identify risk factors with a view to methodology for future radiotracking studies in this species.

Methods

We captured 26 chick, 46 juvenile, and 48 adult free-living red-legged partridge and fitted them with radiotransmitters during a radiotracking study carried out from March 2000 to January 2001 in Medina Sidonia (Cádiz, southern Spain, 05o58'W, 36o27'N). Four of the chicks were later recaptured and were included in the juvenile age class. We determined age classes by plumage characteristics according to Sáenz de Buruaga et al. (2001): still in chick plumage and <10 weeks old (chicks), almost full-grown birds with adult plumage and >10 weeks and <1 year old (juveniles), and born before 2000 (>1 year old, adults). Chicks were trapped during July, juveniles during August and September, and adults during the whole study but mainly during March and April, prior to the breeding season.

We obtained data on mean, maximum, and minimum temperatures, rainfall, and humidity from a meteorological station situated 20 km from the study area at the same altitude and within a similar landscape (National Institute for Meteorology, Meteorological Station No. 5-988, Vejer de la Frontera, Las Lomas; Cadiz, Spain, unpublished data). We used a 100-watt spotlight and a traditional hand-held net with a wooden frame and a cord mesh measuring 3 × 1 m with 3-cm squares to capture the partridge at night, similar to the method employed by Bro et al. (1999) in grey partridge (*Perdix perdix*). Two or 3 persons took part in each capture session. We captured adult partridge as pairs, and chicks and juveniles as sibling groups. We captured all birds in their sleeping areas, transferred them immediately to individual cloth bags, and processed them. The capture process for each group was 4.0–2.0 minutes. If a large group of juveniles (i.e., >6) or chicks was captured, we processed no more than 4 of the siblings for morphometry, sampling, and radiotagging. Time from capture to release for each bird was 55–26 minutes, including a handling time of 20–7 minutes. We weighed and measured each partridge and took a blood sample from the superficial *Vena cutanae ulnaris*. We transferred blood samples immediately into sterile tubes containing ethylenediamine tetraacetic acid (EDTA) as anticoagulant and maintained them at 4°C during transport to the laboratory. The chicks were subsequently fitted with a 1-g tail-mounted radiotag (Biotrack, Dorset, U.K.). We fitted juveniles and adults with 9-g necklace radiotags (Biotrack, Dorset, U.K.). Juvenile radiotagged partridge weighed 342–61 g ($n=46$). The necklace radiotags were similar to those employed by Bro et al. (1999), including a 30-cm antenna and attachment using a 0.5-cm-diameter Teflon strand, the knot of which was secured with superglue. We radiotracked all marked partridge for a total of 300 days or until transmitters stopped functioning.

In a second part of the study from March–August 2001, we captured 18 juvenile red-legged partridge in the study area in Hazadillas y Era Vieja (Ciudad Real, central Spain), using bait traps because vegetation did not permit the use of nets. The traps consisted of wire cages baited with wheat. Traps were activated at nightfall and monitored between 0600 and 0800 hours. We retrieved captured birds, placed them in cloth bags, and processed them in the same way as net-captured birds. Upon the birds' arrival at the laboratory <4 hours after collection, blood samples were centrifuged for 10 minutes at $900 \times g$ and plasma was collected and frozen at -20°C until assayed. Levels of creatine kinase (CK) were determined in samples from birds suspected to have died from CM or self-injury only, as the other plasma samples obtained had been used for serology. We performed biochemical analysis using a Kovas Bio autoanalyzer (Roche, Nutley, N. J.).

We conducted detailed necropsies on any radiotagged partridge found dead and fixed tissue samples in 10% neutral buffered formalin. We stained paraffin-embedded tissue sections with haematoxylin and eosin and examined them under a light microscope. We used a 2-way ANOVA to test for differences in weight and total length between affected and apparently unaffected partridge by sex. We tested differences in appearance of CM or self-injury between sexes using Fisher's exact test. We also tested the effect of the presence or absence of pox lesions on the appearance of CM or self-injury using a chi-square test. We tested differences in mean, minimum, and maximum temperatures and relative humidity (0800 hours) between capture days with respect to detection of CM or self-injury-affected juvenile partridge with a Mann-Whitney *U* test.

Results

Birds found dead due to CM or self-injury included only juveniles; none of the chicks or adult partridge were affected. All of the trapped juveniles appeared to be clinically

healthy at the time of capture, except for mild lesions compatible with avian pox present on the legs of 29 birds. After handling, only 2 juvenile birds exhibited clinical signs of CM including ataxic movements, uncoordinated flight, and unwillingness to fly. However, as birds were released at night, observation time of individual birds was reduced. One of the juvenile partridge was seen tugging vigorously at the radionecklace with its toes. Fourteen out of 46 (30.4%) net-captured juvenile partridge were found dead within the first 72 hours after capture and radiotagging. None of the 18 partridge captured with bait traps developed CM or showed signs of self-injury behavior despite having been processed in the same way. Eleven of the affected birds showed macroscopic lesions or signs of self-injury behavior, and in 8 partridge macroscopic or microscopic lesions compatible with CM also were observed. Three birds could not be examined for CM lesions due to scavenging or marked autolysis of the carcass. In 2 of the latter, however, lesions of self-injury could be identified macroscopically. Five of the affected partridge ($n=14$) had mild lesions compatible with avian pox on their legs. Lesions were absent in 8 birds, and in 1 bird presence of lesions could not be determined due to scavenging. No effect of the presence of avian pox lesions on self-injury or CM could be detected statistically ($\chi^2 = 2.95, P=0.08$).

The affected birds ($n=14$) weighed between 364–54 g. Unaffected birds ($n=32$) were in a similar weight range (361–67 g), and no differences in body weight could be detected between affected and unaffected partridge ($F_{1,46} = 3.46, P = 0.08$). Also, we detected no differences in total length between the 2 groups ($F_{1,41}=2.84, P=0.10$). As sex dimorphism is not well developed in juvenile partridge, sex was known in only 15 of the birds (8 affected, 7 unaffected). Fisher's exact test revealed no differences in development of CM or self-injury behavior between sexes ($P=0.62$). Mean plasma level for CK (14,597–9,539 IU/liter, $n=5$) of the suspected CM-affected partridge was

approximately 10 times above the range of the level established for captive healthy juvenile red-legged partridge in a recent study (205–1,105 IU/liter, Rodriguez 2001).

Self-injury lesions present in 9 of 11 partridge that could be examined in detail consisted of >1 longitudinal sections in the skin of the anterior face of the neck. The lesions affected the trachea to varying degrees in 8 of the birds, and in 3 cases the base of the tongue and carotid vessels were also cut (Figure 1, Table 1). All 11 partridge had down under the nails or blood-stained toes (Table 1), which also was observed in 2 of 3 birds for which no complete carcass was available. In 8 of 11 partridge, macroscopic or microscopic lesions indicative of CM were found. This included cooked appearance of muscle tissue, microhemorrhages, and microscopically degenerative changes in striated muscle fibers (Figure 2). Histo-pathologic lesions in striated muscles also

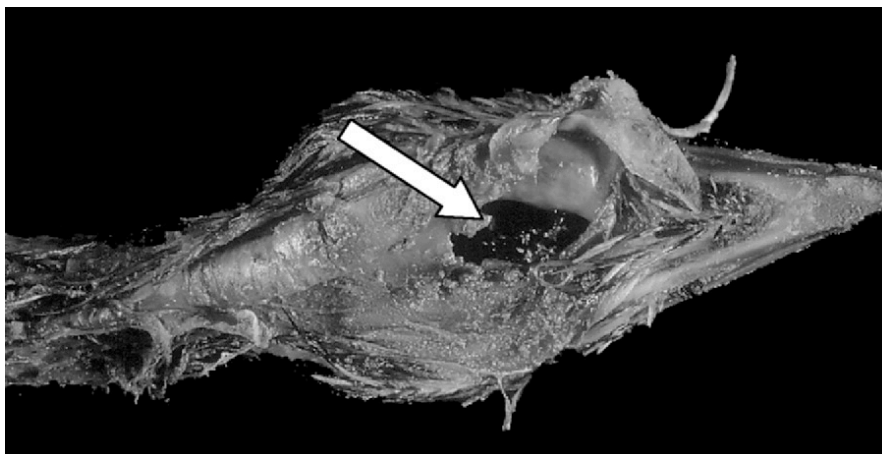


Figure 1. Self-injury in juvenile red-legged partridge. Section of the anterior face of the skin, carotid vessels, and trachea.

were observed in 2 birds that had no evident macroscopic lesions. All 11 birds that could be examined in detail had some evidence of self-injury behavior, and in at least 5 birds death occurred most probably following laceration of the carotid vessels or the trachea. Six of the partridge were suspected to have died due to CM rather than from the less severe self-injury

lesions (Table 1). None of those found dead ($n=12$) due to differing causes, such as predation or trauma or disease 8–290 days after radiotagging, presented macroscopic or microscopic lesions compatible with CM or signs of self-injury behavior (Table 2). Deaths of juvenile partridge due to self-injury or CM were related to capture days with lower mean temperatures (Mann-Whitney U : $Z = 2.12$, $P = 0.03$). No differences were found between maximum and minimum temperatures or relative humidity between capture days on which affected partridge appeared. Higher relative humidity appeared to be a possible factor, but this trend was not significant (Mann-Whitney U : $Z = -1.94$, $P = 0.05$).

Table 1. Number of gross and microscopic lesions of dead radiotagged juvenile red-legged partridge within 72 hours after handling for radiotagging in Medina Sidonia, Spain, summer 2000.

	No. of birds affected
Predation	7
Carnivores	2
Raptors	4
Undetermined	1
Collision with fence	2
Disease	2
Avian pox + cestodes	1
Enteritis	1
Undetermined	1
Total deaths during radiotracking period	12

Discussion

The macroscopic and histopathologic lesions in 8 of 14 partridge that died within 72 hours after trapping and handling were compatible with acute or subacute capture myopathy (Williams and Thorne 1996). Distribution of the macroscopic and microscopic lesions in striated muscles of animals

affected by CM may vary and usually reflect the cause of the development of the disease (Williams and Thorne 1996). In the partridge investigated in this study, macroscopic and microscopic lesions of CM were more evident in leg than in breast muscles, and all birds affected by CM had lesions due to self-injury inflicted by the toes during attempts to remove radiotransmitters. This could indicate that exertion myopathy in the affected birds could have been exacerbated due to struggling with the transmitter, in addition to possible muscular lesions acquired due to straining during trapping and handling. This was further supported by the fact that none of the other partridge marked in the study showed clinical signs or lesions compatible with CM.

During their study using wild turkeys from Colorado, Spraker et al. (1987) found a higher incidence of CM-compatible lesions in immature than

Table 2. Causes of death for radiotagged juvenile red-legged partridge found dead ≥ 8 days after release in Medina Sidonia, Spain in summer 2000.

	Self-injure behavior		CM lesions	
	Lesions	Sings	Macroscopic	Microscopic
	n	n	n	n
Death by self-injury	5	5	2	2
Death by CM	4	6	4	6
Total	9	11	6	8

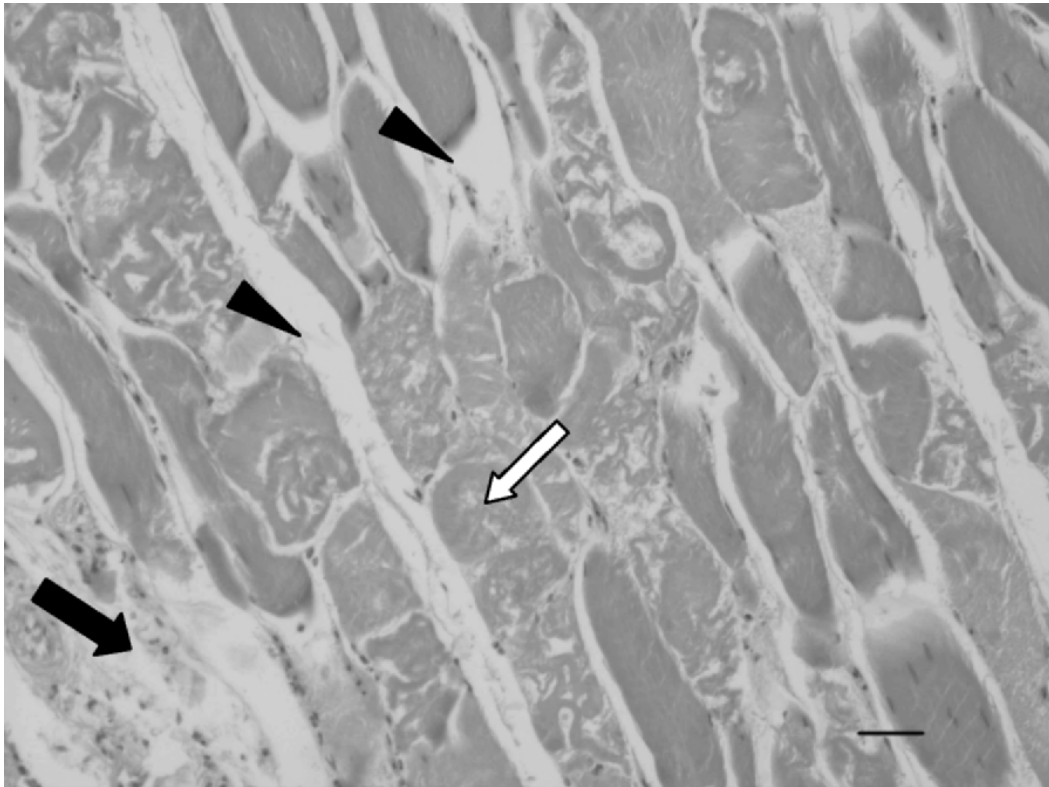


Figure 2. Capture myopathy in juvenile red-legged partridge. Oedema (arrowheads), hyalinisation of muscle fibers (white arrow), and rhabdomyolysis (black arrow). Haematoxylin Eosin stain. Bar = 80 μ m.

in mature birds, which was consistent with the fact that only juvenile partridge were affected in our study but contrasted with Nicholson et al. (2000), who found no significant difference in effect between adult and subadult turkey hens.

Both capture techniques and ambient temperatures have been found by different authors to affect incidence of CM in live-trapped birds (Windingstad et al. 1983, Spraker et al. 1987, Bollinger et al. 1989, Williams and Thorne 1996, Nicholson et al. 2000). In an experimental study with free-living

mallards (*Anas platyrhynchos*), in which diagnosis of CM was based on blood chemistry, Bollinger et al. (1989) found that development of muscle injury was related to time of handling and to physical restraint that included struggling (such as in a net) rather than to confinement in a cage or trap. This was consistent with the findings of Spraker et al. (1987) that turkeys caught by drop-nets were more susceptible to developing subclinical CM than turkeys caught using bait traps or alpha-chloralose-treated bait and with our observations in juvenile red-legged partridge.

While generally high ambient temperatures are considered to be a predisposing condition for the development of CM (Williams and Thorne 1996, Nicholson et al. 2000), Spraker et al. (1987) observed that incidence of CM was higher when wild turkeys were trapped in winter and suspected that cold temperatures could have been a factor. We carried out captures in our study during spring and summer, and high ambient daytime temperatures were a concern and one of the reasons we captured birds at night. However, mortality due to CM and self-injury was related to capture days with lower mean temperatures. Relative humidity was identified as a risk factor for development of CM in wild turkey hens (Nicholson et al. 2000). Higher relative humidity may also be involved with appearance of CM and self-injury in partridge trapped in our study. Bro et al. (1999)

observed an effect of body condition, measured as body weight, on post-release mortality in grey partridge, which is in contrast to our results. Some of the partridge captured suffered from avian pox, and we found an adverse effect of the presence of pox lesions on body condition and on susceptibility to predation (Gortázar et al. 2002). No direct effect of the presence of pox lesions

on the development of CM or self-injury behavior could be demonstrated. However, diseases still should be considered as possible factors that might influence susceptibility to CM.

Nicholson et al. (2000) identified plasma level of CK as one of the most effective indicators for the prediction of risk of mortality from CM in turkey hens. Plasma CK levels for the few CM-suspect partridge examined in our study ($n= 5$) were extremely high when compared with values for captive juveniles considered normal (Rodriguez 2001), and the increase of the CK concentration as compared to normal values was higher than those reported for mallards (Bollinger et al. 1989) or East African crowned cranes (*Balearica regulorum gibbericeps*, Brannian et al. 1981). This may be due to blood samples having been taken after weighing and measuring procedures instead of directly after constraint and prior to handling as reported by Brannian et al (1981).

Self-injury in the partridge investigated in our study was due to efforts to remove the necklace radiotags. This behavior was observed only in juvenile red-legged partridge, after capture with hand-held nets. Neck-banding and use of necklace radio-tags are common methods applied in the investigation of free-living bird populations, and neck-band loss has been described as a possible factor for bias in population studies using this method (Johnson et al. 1995, Coluccy et al. 2002). Loss of neck bands seems to be related mainly to destruction or removal of neck bands in male aggressive behavior or deterioration of neck-band material (Coluccy et al. 2002), but self-mutilation in relation to neck-banding has not been described. In general, concern about effects of radiotags on marked animals is focused on tag-weight-to-body-mass ratio, attachment, and increased conspicuousness of

marked individuals (Warner and Etter 1983, White and Garrott 1990). Nevertheless, increase in comfort movements such as preening and shaking or other alterations in normal behavior have been observed by several authors after fitting birds with radio- transmitters (White and Garrott 1990, Thirgood et al. 1995). Game birds fitted with harnesses have been seen to throw themselves on their backs (Small and Rusch 1985). Bro et al. (1999) suggested that in grey partridge marked in their study, irritation due to differences in attachment material and increased handling time could have had an influence on post-release survival. Irritation and hair or feather wear caused by radiotag harnesses have been described previously (White and Garrott 1990, Kenward 1993), but none of the partridge recovered due to differing causes of death throughout our study presented any lesions indicative of adverse reactions to the necklaces. However, lesions or signs of irritation may have been present only in the affected partridge and may have been missed due to the lesions from self-injury behavior. Sub-acute and chronic CM has been documented in birds after capture (Carpenter et al. 1991, Williams and Thorne 1996, Nicholson et al. 2000), while in our study lesions were more compatible with acute and sub-acute CM. Interestingly, no chronic cases were observed.

In conclusion, our study, in agreement with other authors (Spraker et al. 1987, Bollinger et al. 1989), found that bait traps appear to be a less harmful method of capturing red-legged partridge. Like Bro et al. (1999), we found that additional individual and environmental factors can modulate the susceptibility of individual birds to developing CM. We identified age group, temperature, and humidity as risk factors for the development of acute capture myopathy and self-injury behavior in net-trapped red-legged partridge. Necklace radiotags may not be the method of choice for radiotagging juvenile

red-legged partridge, although further research would be needed to clarify the risk factors of the self-injury behavior in the affected juvenile partridge. The study highlights the importance of discarding the data for at least the first 72 hours after tagging in studies on wildlife mortality (Kenward 2001).

Acknowledgments. This study was supported by project 1FD1997-2299 and the Junta de Andalucía. M. Castillo, M. Muñoz, and many colleagues helped with the fieldwork. Comments from the referees helped to greatly improve the manuscript.

Literature cited

Beringer, J., L. P. Hansen, W. Wildling, J. Fischer, and S. Sheriff. 1996. Factors affecting capture myopathy in white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 60:373–380.

Bollinger, T., G. Wobeser, R. G. Clark, D. J. Nieman, and J. R. Smith. 1989. Concentration of creatinine kinase and aspartate aminotransferase in the blood of wild mallards following capture by three methods for banding. *Journal of Wildlife Diseases* 25:225–231.

Brannian, R. E., D. L. Graham, and J. Creswell. 1981. Restraint associated myopathy in East African crowned cranes. Pages. 23–23. in M. Fowler, editor. *Proceedings of the American Association of Zoo Veterinarians*. American Association of Zoo Veterinarians, Seattle, Washington, USA.

Bro, E., J. Clobert, and F. Reitz. 1999. Effects of radiotransmitters on survival and reproductive success of grey partridge. *Journal of Wildlife Management* 63:1044–1051

Carpenter, J. W., N. J. Thomas, and B. S. Reeves. 1991. Capture myopathy in an endangered sandhill crane (*Grus canadensis pulla*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 22:488–493.

Coluccy, J. M., R. D. Drobney, R. M. Pace, and D. A. Graber. 2002. Consequences of neckband and legband loss from giant Canada geese. *Journal of Wildlife Management* 66:353–360.

Gortázar, C., J. Millán, U. Höfle, F. J. Buenestado, and R. Villafuerte. 2002. Epidemiological and clinical study of an outbreak of avian pox in red-legged partridges (*Alectoris rufa*) in Southern Spain. *Annals New York Academy of Science* 969:354–357.

Jarrett, W. F. H., F. W. Jennings, M. Murray, and A. M. Harthoorn. 1964. Muscular dystrophy in wild Hunter's antelope. *Journal of East Africa Wildlife Society* 2:158–159.

Johnson, S. R., J. O. Schieck, and G. F. Searing. 1995. Neck band loss rates for lesser snow geese. *Journal of Wildlife Management* 59:747–752

Kenward, R. E. 1993. Modelling raptor populations: to ring or to radiotag? Pages. 167–167. in J. D. Lebreton and P. M. North, editors. *Marked individuals in the study of bird population*. Birkhäuser Verlag, Basel, Switzerland

Kenward, R. E. 2001. *A manual for wildlife radio tagging*. Academic Press (Harcourt Science and Technology), London, United Kingdom.

Kock, M. D., D. A. Jessup, R. K. Clark, C. E. Franti, and R. A. Weaver. 1987. Capture methods in five subspecies of free-ranging bighorn sheep: an evaluation of drop-net, drive-net, chemical immobilization and the net-gun. *Journal of Wildlife Diseases* 23:634–640.

Nicholson, D. S., R. L. Lochmiller, M. D. Stewart, R. E. Masters, and D. M. Leslie. 2000. Risk factors associated with capture-related death in Eastern wild turkey hens. *Journal of Wildlife Diseases* 36:308–315.

Purchase, D. and C. D. T. Minton. 1982. Possible capture myopathy in bar tailed godwits *Limosa lapponica* in Australia. *Wildlife Society Bulletin* 34:24–26.

Rodriguez, P. 2001. Bioquímica sanguínea en la perdiz roja (*Alectoris rufa*): caracterización y efectos del ritmo circadiano y ayuno. Thesis, University of Cordoba, Cordoba, Spain.

Sáenz de Buruaga, M., A. Lucio, and F. J. Purroy. 2001. Reconocimiento de sexo y edad en especies cinegéticas. Edilesa, León, Spain

Small, R. J. and D. R. Rusch. 1985. Backpacks versus ponchos: survival and movements of radio-marked ruffed grouse. *Wildlife Society Bulletin* 13:163–165.

Spraker, T. R., W. J. Adrian, and W. R. Lance. 1987. Capture myopathy in wild turkeys (*Meleagris gallopavo*) following trapping, handling and transportation in Colorado. *Journal of Wildlife Diseases* 23:447–453.

Thirgood, S. J. and S. M. Redpath. 1997. Red grouse and their predators. *Nature* 390:547.

Thirgood, S. J., S. M. Redpath, P. J. Hudson, M. M. Hurley, and N. J. Aebischer. 1995. Effects of necklace radio transmitters on survival and breeding success of red grouse *Lagopus lagopus scoticus*. *Wildlife Biology* 1:121–126.

Warner, R. E. and S. L. Etter. 1983. Reproduction and survival of radio-marked hen ring-necked pheasants in Illinois. *Journal of Wildlife Management* 59:39–46.

White, G. C. and R. A. Garrott. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, New York, New York, USA.

Williams, E. S. and E. T. Thorne. 1996. Exertional myopathy (capture myopathy). Pages. 193–193. in A. Fairbrother, L.N. Locke, and G. L. Hoff, editors. *Noninfectious diseases of wildlife*. Second edition. Manson Publishing/The Veterinary Press, London, United Kingdom.

Windingstad, R. M., S. S. Hurley, and L. Sileo. 1983. Capture myopathy in a free-flying greater sandhill crane (*Grus canadensis tabida*) from Wisconsin. *Journal of Wildlife Diseases* 19:289–290.

Wobeser, G. A. editor. 1997. *Diseases of wild waterfowl*. Plenum Press, New York, New York, USA.

Young, E. 1967. Leg paralysis in the greater flamingo and lesser flamingo. *International Zoo Yearbook, Zoological Society of London* 7:226–227.



TÍTULO DE LA TESIS: ECOLOGÍA Y DINÁMICA POBLACIONAL DE LA PERDIZ ROJA (*Alectoris rufa*) EN ESPAÑA

DOCTORANDO/A: Francisco Buenestado Malfeito

INFORME RAZONADO DEL/DE LOS DIRECTOR/ES DE LA TESIS

(se hará mención a la evolución y desarrollo de la tesis, así como a trabajos y publicaciones derivados de la misma).

Francisco Buenestado ha culminado exitosamente el proceso de formación requerido durante este tercer ciclo. La tesis doctoral que ha terminado representará una excelente obra científica sobre la perdiz roja, posiblemente la especie cinegética más importante de nuestro país. Sus contribuciones al mejor conocimiento de la especie son ya obras muy citadas en ámbitos conservacionistas y científicos, y representan en algún caso, obras de referencia. Las contribuciones científicas que han derivado de este trabajo incluyen nuevas metodologías de estudio (ej. efecto de enfermedades y parásitos a través del radio-seguimiento), y aportan importante luz a la mejora en la conservación de esta especie en territorios naturales o/y agrícolas. Ha publicado en revistas consideradas entre las mejores del área de la ornitología (ej. IBIS), el medio agrario (Agriculture Ecosystems & Environment), veterinario (Epidemiology and Infection), o ecológico (Wildlife Society Bulletin), lo que da idea de la alta capacidad investigadora del doctorando.

Por todo ello, se autoriza la presentación de la tesis doctoral.

Córdoba, 20 de Noviembre de 2017

Firma de los directores

Fdo.: Dr. Rafael Villafuerte Fernández

Fdo.: Dr. Francisco Sánchez Tortosa