

UNIVERSIDAD DE LEÓN

FACULTAD DE VETERINARIA

Departamento de Producción Animal



**ASPECTOS MÁS RELEVANTES DE LA
SUPLEMENTACIÓN DE AGUA Y ALIMENTO PARA LA
CAZA MENOR: LA PERDIZ ROJA (*Alectoris rufa* L.1758)
Y EL CONEJO DE MONTE (*Oryctolagus cuniculus* L. 1758)**

*MOST RELEVANT ASPECTS OF WATERING AND FEEDING
SUPPLEMENTATION ON GAME SPECIES: RED-LEGGED
PARTRIDGE (*Alectoris rufa* L.1758) AND WILD RABBIT
(*Oryctolagus cuniculus* L. 1758)*

Memoria presentada para optar al título de Doctor

JOSE ÁNGEL ARMENTEROS SANTOS

2014



AUTORIZACIÓN DE LOS DIRECTORES DE TESIS PARA SU PRESENTACIÓN

Dr. D. Vicente Ramiro Gaudioso Lacasa, Catedrático de Universidad del Departamento de Producción Animal de la Universidad de León,

Dr. D. Carlos Sánchez García-Abad, Investigador en *Game & Wildlife Conservation Trust*, y,

Dr. D. José Antonio Pérez Garrido, Veterinario en Global Sigma S.L.

Como directores de la Tesis Doctoral realizada por Jose Ángel Armenteros Santos, licenciado en Veterinaria,

AUTORIZAN:

La defensa de la Tesis Doctoral titulada: “**Aspectos más relevantes de la suplementación de agua y alimento para la caza menor: la perdiz roja (*Alectoris rufa* L.1758) y el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L. 1758)**”, dentro del programa de doctorado Medicina, Sanidad y Producción Animal y Ciencia de los Alimentos.

Y para dar cumplimiento al Art. 13º del R.D. 99/2011, se firma en León a 10 de Mayo de 2014,

Todos los protocolos experimentales en los que se emplearon animales de experimentación, fueron aprobados por el Comités de Ética y Deontología, de Bioseguridad y de Experimentación Animal de la Universidad de León, en conformidad con la Directiva de la Comunidad Europea 89/609/CE. REAL DECRETO 1201/2005, de 10 de octubre y Art. 216 del Estatuto de la ULE., sobre la protección de animales utilizados para experimentación y otros fines científicos.

A mis raíces

A mi gente



Índice

1. Introducción.....	1
1.1 Papel de las especies de caza menor en el ecosistema ibérico	1
1.2 Estatus, conservación y problemática de las principales especies de caza menor	4
1.2.1 Conejo de monte.....	4
1.2.2 Perdiz roja	8
1.3 Consideraciones Socioeconómicas de la caza menor.....	12
1.4 La provisión y control del agua de bebida y el alimento como medidas de gestión del hábitat 13	
1.4.1 Suministro artificial de agua y alimento.....	16
1.4.2 Repercusión en la suplementación de agua de bebida y alimento en la biología de las especies silvestres.	25
1.5 Fototrampeo	26
1.5.1 Descripción e historia de la técnica.	26
1.5.2 Características, ventajas e inconvenientes de la técnica.	28
1.5.3 El fototrampeo en la gestión cinegética.....	31
2. Objetivos previstos	33
3. Protocolos Experimentales	35
3.1 Water-site selection and behaviour of red-legged partridge <i>Alectoris rufa</i> evaluated using camera trapping	39
3.2 An approach to the behavioural patterns of wild rabbits <i>Oryctolagus cuniculus</i> at water troughs using camera trapping.	54
3.3 Do wild wild red-legged partridges <i>Alectoris rufa</i> use feeders? An approach to the feeding patterns using camera trapping.....	75
3.4 Estudio de la presencia del conejo de monte en comederos de caza menor mediante técnicas de fototrampeo.....	105
3.5 Evaluación de la presencia de especies silvestres en los comederos artificiales habilitados para la caza menor.....	137
4. Discusión General.....	173
5. Bibliografía	191
6. Conclusiones	207
Conclusions	209
7. Resumen	213
Summary	219
8. Anexo fotográfico	225
Agradecimientos	233

Introducción y Objetivos



1. Introducción

1.1 Papel de las especies de caza menor en el ecosistema ibérico

La evolución del ser humano ha convertido al planeta en un entorno con un enfrentamiento de valores y recursos, un equilibrio alterado del cual es él mismo el responsable de ajustarlo y, en la medida de lo posible, recuperarlo. La población mundial de la especie humana ha alcanzado recientemente los 7.000 millones de habitantes, la mayor parte concentrada en zonas urbanas, migración que continúa, siendo el origen del despoblamiento del mundo rural. Ligado a esta deserción masiva, necesaria o no, se encuentra el abandono de las labores agrícolas tradicionales que, hoy en día son, paradójicamente, el ejemplo del desarrollo sostenible futuro. En esta línea de actuación se han orientado las últimas reformas de la Política Agraria Común (PAC) de la Unión Europea. Fomentar las prácticas agrícolas tradicionales, mejorar la calidad de vida de las zonas rurales, evitar su abandono y mantener el equilibrio alcanzado con el ecosistema a lo largo de la historia de la humanidad.

El llamado Viejo Mundo, Europa y la Cuenca Mediterránea en particular han sido escenario de la transformación de la sociedad occidental actual, poblada desde hace siglos; la civilización ha modelado el ecosistema de cada entorno y el ecosistema ha cambiado con ella. Ha sido una evolución paralela muy lenta y si cabe decirlo “respetuosa” hasta el inicio de la Revolución Industrial en el siglo XVIII.

La caza es una de esas actividades respetuosas. Realizada desde la prehistoria, ha sido fuente de proteínas para el pueblo, ampliamente practicada por la nobleza y tenida en gran estima por todo el mundo, como muestra el libro *La montería* de Alfonso XI (1311-1350). Era la caza mayor (ciervos, osos y jabalíes) la que acaparaba el interés de la época, siendo la caza menor más propia del pueblo llano. Cabe decir que más por necesidad que por diversión.

La influencia de la caza en el ecosistema ha trascendido más allá de la propia actividad, de la práctica de sus artes y del disfrute de sus carnes y trofeos. Ha sido el origen, el germen, de la conservación como se concibe en la actualidad. Hoy por hoy, las mayores figuras de protección

internacional son los Parques Nacionales, parajes que por sus características, flora y fauna, tienen unas medidas de gestión especiales. Los Parques Nacionales más antiguos de nuestro país tienen su origen en las Reservas Reales de Caza, creadas a principios del siglo XIX por el rey Alfonso XIII.

La transcendencia y el valor económico de la caza mayor son incuestionables, mas no se debe olvidar que la caza menor tiene un papel protagonista en el plano ecológico, principalmente en el ecosistema mediterráneo. La repercusión de las especies presa en el ecosistema es palpable, destacando entre ellas el conejo de monte, que tiene un papel relevante y es considerado por muchos autores como la especie clave del ecosistema mediterráneo ibérico (Jaksic & Soriguer 1981; Delibes-Mateos et al. 2008a, 2011; Caro et al. 2011; Blanco-Aguilar et al. 2011). Tanta es su transcendencia que la supervivencia de los depredadores más amenazados de la península, el lince ibérico (*Linx pardinus*) y el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) depende de él, por tratarse de especialistas que se alimentan casi exclusivamente del conejo. La recuperación de los depredadores pasa por la recuperación de su presa y el conejo se ha convertido en el protagonista de los planes conservacionistas (Moreno 2004; Delibes-Mateos et al. 2008a; García 2008; Lopez-bao et al. 2008; Caro et al. 2011).

Durante la última mitad de siglo han sucedido varios hechos reseñables en la península respecto a la situación del conejo de monte. Por un lado la aparición de enfermedades, como la mixomatosis y la enfermedad hemorrágico vírica (EHV), que con la ayuda de la pérdida de la calidad de hábitat, mencionado anteriormente, han diezmando a la especie, ahora catalogada como “casi amenazada” (*International Union for Conservation of Nature: IUCN, 2009*). Paralelamente, debido a los cambios económicos y sociales, el número de licencias de caza se ha incrementado y, se ha producido un cambio en la caza, entendida como una actividad social que lleva asociada un importante valor económico. De este modo, la presión cinegética principal, en caza menor, es compartida por el conejo y la perdiz roja.

Merece la pena explicar la historia reciente del binomio representado por el conejo y la perdiz roja, protagonistas indiscutibles de la caza menor en España. A lo largo de las últimas décadas la situación de ambas especies ha variado, del mismo modo que lo ha hecho la presión cinegética con la que han tenido que cargar. Hasta finales de los años ochenta, el conejo sufrió una elevada presión de caza, sin embargo el severo descenso de sus poblaciones causado por diversos motivos, unido a la popularización de ciertas modalidades de caza como los ojeos de perdiz, liberaron en parte al conejo de monte derivando la mayor presión cinegética sobre ésta última. Desde principios del siglo XXI, el tímido aumento de las poblaciones de conejos en algunas zonas de la península ha hecho que ambas especies soporten la mayor parte de la presión cinegética que recae en la caza menor ibérica.

La gestión cinegética de las especies de caza menor desempeña una labor crucial. No debemos olvidar la importancia de esta modalidad en nuestro país donde existen, aproximadamente, un millón de licencias de caza, que generan un mercado de 3000 millones de euros anuales y unos 100.000 puestos de trabajo, directos e indirectos (Garrido 2012). Se cazan cada año aproximadamente cuatro millones de conejos y seis millones de perdices (Sánchez et al. 2009; Sánchez García-Abad et al. 2012). Es la gestión cinegética de estas especies la que más y mejor ayuda y complementa las actuaciones conservacionistas.

Por ello, resulta prioritaria en la mejor gestión cinegética y la conservación medioambiental una intervención responsable del medio ambiente para así conseguir el restablecimiento de un equilibrio sostenible, económica y ecológicamente rentable. Estos principios engloban a lo que denominamos la gestión cinegética “extensiva”, aquella que no atiende a criterios meramente económicos, asentándose en una mejora de la calidad del hábitat, el control de depredadores y la suplementación de nutrientes en las poblaciones silvestres. Diferenciándola de la gestión cinegética intensiva que fomenta la caza de tipo “industrial” y está cimentada exclusivamente sobre principios comerciales, asemejándose a una gestión ganadera propiamente dicha (Armenteros et al. 2013).

1.2 Estatus, conservación y problemática de las principales especies de caza menor

1.2.1 Conejo de monte

El conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*, Linneo) es un lepórido de pequeño tamaño, autóctono de la Península Ibérica, de comportamiento social y hábitos principalmente crepusculares y nocturnos (Horton et al. 1974; Villafuerte et al. 1993; Díez et al. 2005). Presenta una gran adaptación a diferentes hábitats, si bien prefiere las zonas de matorral mediterráneo (Ballesteros 1998; Villafuerte 2002) y los ecotonos (Martins et al. 2002; Lombardi et al. 2003; Virgós et al. 2003; Monzón et al. 2004). Como refugio y cámaras de cría realiza madrigueras en el subsuelo. Es un herbívoro generalista que utiliza de manera eficaz los recursos existentes (Martins et al. 2002; Martín et al. 2003). Tiene un gran potencial reproductor, con ciclos cortos (aproximadamente 30 días/ciclo) y un número de crías por parto que varía entre 3 y 6 individuos (Ballesteros 1998). En ambientes favorables pueden reproducirse de manera continua, sin embargo, bajo condiciones adversas sufre un parón reproductivo, que generalmente ocurre durante los meses estivales en el sur peninsular y durante la época invernal en el norte.

Pese a que el conejo de monte es una especie originaria de la Península Ibérica, sur de Francia y Norte de África; por causas antropogénicas tiene una distribución mundial. Hoy en día se encuentra en una buena parte de Europa, América del Sur y Australia (Gibbs 1990). En la mayoría de los países donde ha sido introducida está considerada como una plaga, provocando graves alteraciones en el ecosistema, ocasionando severos daños a cultivos y repercutiendo negativamente sobre las especies autóctonas, a las que pueden llevar a la extinción. El caso más conocido es Australia, país en el que se considera prioritaria su erradicación para la conservación del medio ambiente (Thompson & King 1994). Sin embargo, el conejo no se debe considerar como una plaga en su hábitat natural, sino todo lo contrario (Angulo 2004) y, como denuncia Delibes-Mateos (Delibes-Mateos et al. 2011), “la paradoja del conejo, especie clave en su ecosistema que es considerada peste fuera de él”. Es en esa delgada línea ecológica por donde camina el conejo de monte. La realidad es que mientras que en 1996 era considerada

como una especie de *Preocupación Menor* por la IUCN, como consecuencia de la tendencia decreciente de sus poblaciones, en el año 2008 pasó a ser considerada como *casi amenazada* (*Near Threatened*, IUCN). Si la tendencia negativa actual continua es muy probable que en un futuro próximo se incluya en el siguiente grupo: *especie vulnerable* (*Vulnerable*, IUCN) (Virgós et al. 2006).

Una consideración principal del papel del conejo de monte es la de modulador del paisaje o ingeniero del ecosistema: especie que favorece la biodiversidad (Gálvez-Bravo et al. 2011). Su presencia modifica y transforma el medio que habita, influye tanto en la existencia, proliferación o extinción de las especies vegetales como en las especies animales. Un claro ejemplo de tales manifestaciones son las madrigueras que proporcionan refugio a diversas especies animales.

El conejo de monte resulta esencial en el hábitat mediterráneo ibérico, siendo el sustento alimenticio de casi 30 especies depredadoras (Delibes-Mateos et al. 2008b), aunque también vital para taxones mucho más lejanos como algunos invertebrados. A pesar del dramático descenso de sus poblaciones, todavía es una de las especies más cazadas en España, tanto en número de individuos (4 millones de animales anualmente) como en biomasa (M.M.A.R.M, 2006; INE, 2006)(Delibes-Mateos et al. 2008b); de ahí que nos encontramos ante la diana cinegética de caza menor mejor valorada en la península (Calvete & Estrada 2004; Delibes-Mateos et al. 2008b).

Hasta mediados del siglo XX estaba presente en la práctica totalidad de superficie de la península y en densidades abundantes (Catalán et al. 2008). Sin embargo, desde la irrupción de dos enfermedades, la mixomatosis y la EHV, ambas introducidas por el hombre, las poblaciones han descendido alarmantemente (Angulo & Cooke 2002). El virus de la mixomatosis hizo su aparición en la década de los 50, provocando una reducción de efectivos del 90%, llegando a desaparecer en los hábitats menos favorables, véase parte de la cornisa cantábrica y parte de la costa levantina (Villafuerte et al. 1995; Ballesteros 1998). Posteriormente, a finales de los años

80 entró en escena la EHV provocando una segunda epidemia que ocasionó una disminución, entre los años 1973 y 1993, del 70% de la ya exigua población (Virgós et al. 2006). Las densidades previas a la aparición de ambos procesos están muy lejos de alcanzarse, a pesar de los programas de conservación actuales (Moreno et al. 2007). Además, en la actualidad existen cepas de patógenos resistentes y brotes de ambas enfermedades de manera periódica que limitan el crecimiento de los efectivos del conejo.

Las profundas y nefastas repercusiones que han tenido las enfermedades en las poblaciones de conejo no han sido el único factor responsable de la situación actual. Otra variable a destacar es la pérdida de hábitat. Los cambios producidos en los usos tradicionales del medio, la mecanización agrícola, la intensificación agro-ganadera y las políticas forestales han originado un rápido deterioro del hábitat (Moreno et al. 1996; Virgós et al. 2003; Angulo 2004; Calvete & Estrada 2004). Estos cambios han supuesto una homogenización del campo agrícola y, consecuentemente, la pérdida del paisaje en mosaico, el más favorable para la especie, caracterizado por parcelas de pequeño tamaño, alternancia y rotación de cultivos, existencia de lindes y linderos, presencia de zonas de matorral y ecotonos (Moreno et al. 1996; Martins et al. 2003; Virgós et al. 2003; Carvalho & Gomes 2004; Lombardi et al. 2007). Aquel agroecosistema tradicional ofrecía al conejo la mejor satisfacción de las necesidades esenciales mencionadas por Leopold en su obra *Game Management* (1933): refugio (cobertura vegetal) y alimento (agua y bebida), requerimientos que pueden actuar como factores limitantes o condicionantes del crecimiento demográfico (Cooke 1982; Angulo 2004; Lombardi et al. 2007).

Los planes de actuación para incrementar el crecimiento de las poblaciones de conejos suelen apoyarse en dos puntos clave. En primer lugar las translocaciones de efectivos desde zonas con altas densidades a aquellos otros lugares con bajas o nulas densidades y también, las reintroducciones de conejos criados en cautividad (Moreno 2004). Estas actuaciones no son siempre efectivas y conllevan considerables riesgos genéticos y sanitarios (Moreno 2004). En segundo lugar, pero no menos importante, se encuentra la gestión del hábitat (Catalán et al.

2008), para muchos autores la decisión idónea o providencia prioritaria para favorecer a las poblaciones silvestres (IUCN, 1987).

Las medidas de gestión del hábitat están orientadas a la mejora de la calidad del mismo, que en el caso del conejo se centrarían en restablecer un paisaje en mosaico (Monzón et al. 2004), mientras que el control de depredadores está enfocado a reducir el impacto de los mismos en períodos concretos (Beja et al. 2008). Estas decisiones o preceptos de gestión son compartidos por colectivos con diferentes propósitos aparentes pero con una misma finalidad: mejorar el estatus del conejo de monte en el ecosistema. Es en este punto donde la gestión cinegética y los planes conservacionistas convergen.

Los proyectos más ambiciosos de recuperación de los grandes depredadores en España tienen como objetivo prioritario la mejora de la calidad del hábitat del conejo de monte y, por extensión, la recuperación del ecosistema mediterráneo. La gestión cinegética del conejo y, en general, de las especies de caza menor, es un importante aliado en esta función. La sinergia de las dos corrientes, cinegética y conservacionista, favorece sendos objetivos. Por un lado, la gestión cinegética (mayoritariamente privada) actúa sobre la mayoría del territorio (más del 90% de la superficie nacional). En segundo lugar, la existencia de dichas especies no supone un impedimento del ejercicio responsable de la caza, sino todo lo contrario (Delibes-Mateos et al. 2008b). La problemática del futuro incierto del conejo de monte surge con el aumento desordenado de la actividad cinegética.

El comportamiento social del conejo está caracterizado por la formación de colonias, cuyo tamaño va aumentando si las condiciones lo permiten, lo cual supone un incremento en el tamaño de las madrigueras, produciéndose, consecuentemente, un aumento de la densidad en una zona concreta y delimitada. Todo ello conlleva una alteración evidente del suelo que puede provocar daños en determinados cultivos, sumado a que las madrigueras pueden afectar también a las vías de comunicación, como carreteras y vías ferroviarias, al alterar la consistencia del subsuelo. A pesar de todo, los mayores daños provocados por el conejo son debidos al modo en

el que aprovechan los recursos del entorno. La gran adaptabilidad del animal a la oferta de recursos existentes hace que el conejo tenga una dieta muy variada, esto unido a las elevadas densidades de animales que se concentran en las zonas de refugio y cría, provocan un consumo de los recursos más cercanos a las madrigueras, principalmente por parte de los animales jóvenes, cuyo territorio de área de campeo es menor (Rueda et al. 2008). Los daños se caracterizan por el consumo de los recursos de manera escalonada en las cercanías de las madrigueras.

La flexibilidad ecológica y la elevada tasa reproductiva permiten al conejo estar presente en gran diversidad de hábitats y soportar notables tasas de depredación, motivo por el cual es la especie clave de nuestro ecosistema. El equilibrio para potenciar el crecimiento de la especie pasa por mejorar la calidad de su hábitat y gestionar adecuadamente las poblaciones. Los tres grupos sociales involucrados: el conservacionismo, la agricultura y el ámbito cinegético deben actuar de manera sinérgica para alcanzar, mediante el aprovechamiento de todos los recursos disponibles en el medio y minimizando las situaciones perjudiciales, un objetivo común: restablecer el ecosistema mediterráneo ibérico y favorecer la presencia del conejo de monte, o viceversa.

1.2.2 Perdiz roja

La perdiz roja (*Alectoris rufa*, L.) es una especie autóctona de la Península Ibérica, Islas Baleares, Córcega, sur y centro de Francia y noroeste de Italia (Aebischer & Lucio 1997). Fácilmente adaptable a distintos hábitats, desde el nivel del mar hasta los 2000 metros de altitud, el hábitat más favorable está representado por las zonas pseudoesteparias de aprovechamiento agrícola, preferiblemente aquellos ecosistemas que presenten un paisaje en mosaico, de forma similar a lo mantenido anteriormente con el conejo de monte. La perdiz roja es una especie social, de carácter sedentario que conforma bandos invernales suprafamiliares (20-30 individuos) que se disuelven al inicio de la época reproductora (Enero y Febrero). El período de puesta transcurre entre Abril y Mayo (variable en función del clima y de la

localización geográfica), suelen tener una u ocasionalmente dos puestas, con una media de 12 huevos por puesta (Casas et al. 2009). La nidada puede ser incubada indistintamente por ambos progenitores. Los pollos son nidífugos y permanecen juntos hasta la siguiente época de celo (Ballesteros 1998).

La perdiz roja adulta, cuya dieta es eminentemente vegetariana, aprovecha los recursos nutricionales que ofrece el medio a lo largo del año, está principalmente compuesta por granos (60%), hojas verdes (19%), raíces, flores e insectos (Birkan 1990). Sin embargo, la alimentación de los pollos, debido a los elevados requerimientos proteicos durante las 3 primeras semanas de vida, hacen que los insectos representen hasta un 90% de la dieta (Rueda et al. 1993). Por ese motivo la presencia y abundancia de fauna invertebrada resulta un factor clave en el éxito reproductivo de la especie y es uno de los retos a los que se enfrenta la mejor gestión de las poblaciones silvestres.

La perdiz roja, a pesar de estar considerada por la IUCN como una especie de *Preocupación Menor* (*Least Concern*, IUCN), está soportando un evidente descenso poblacional, en torno al 10% cada diez años, riesgo insuficiente para cambiarla de categoría pero alarmante si la tendencia se mantiene.

En una situación similar a la del conejo de monte, el futuro de la perdiz roja afronta muchas amenazas. Entre ellas destaca, primordialmente, la pérdida de hábitat, motivado por el cambio de las prácticas agrícolas tradicionales, ampliamente explicado con anterioridad, siendo el hábitat ideal de la perdiz un agroecosistema con un paisaje en mosaico. Desde hace unos años, existe en nuestro país un grupo de investigación enfocado al análisis de la calidad del hábitat y sus medidas de mejora (Buenestado et al. 2008; Casas & Viñuela 2010), siguiendo la línea iniciada hace casi medio siglo en Europa sobre otras galliformes, como la perdiz pardilla (*Perdix perdix*) o el faisán común (*Phasianus colchicus*) (Rands 1987; Aebischer & Ewald 2004). La existencia de linderos, zonas de transición y caballones (en inglés, *beetle-banks*) favorece el desarrollo de plantas adventicias y poblaciones de invertebrados, vitales en las

primeras fases de crecimiento de los perdigones, por lo que enriquecen el ecosistema aportando diversidad y protección a las especies cinegéticas. La distribución artificial de agua y alimento durante las épocas de carestía es una herramienta tradicional muy utilizada en la gestión, aunque poco se sabe acerca de los efectos que tiene sobre las especies cinegéticas (Gaudioso Lacasa et al. 2010), si bien existen estudios que afirman haber observado efectos negativos en poblaciones altamente gestionadas o en entornos con elevadas densidades, como es la transmisión de enfermedades (Millán 2009).

Del mismo modo que sucede con el conejo, la perdiz es una presa potencial para gran número de especies carnívoras (Yanes et al. 1998) pero, a diferencia del lagomorfo, ésta tiene una menor capacidad para soportar tasas elevadas de depredación, viéndose muy afectada en determinados momentos críticos del ciclo biológico como la reproducción. La depredación de nidos, huevos y pollos supone un gran obstáculo en el crecimiento poblacional de la perdiz roja. Los ataques, durante este período, son llevados a cabo principalmente por especies oportunistas, como zorros, mustélidos, córvidos, serpientes, lagartos y, en menor medida, por otras especies como la cigüeña blanca.

El control de depredadores es una herramienta esencial en la gestión cinegética de la perdiz roja. No obstante se hace necesaria la implementación de una normativa estricta en lo referente a las técnicas de captura, eliminando para siempre el uso de venenos o técnicas no selectivas (Hernández & Margalida 2009), evitando la captura de especies no dañinas como los depredadores especialistas, entre ellos el lince ibérico y las aves rapaces, todas ellas especies catalogadas como protegidas.

La IUCN afirma que en la conservación o gestión de poblaciones debe de priorizarse el mantenimiento y la potenciación de las poblaciones silvestres, también llamada conservación *in situ*, frente a la introducción de individuos foráneos (re poblaciones y translocaciones). Ello conlleva el desarrollo de dos medidas principales ya comentadas: el control de depredadores y la gestión del hábitat. Sin embargo, la elevada presión cinegética y la difícil aplicación de las

mejoras de hábitat de manera generalizada, cuyos resultados además se obtienen o evidencian a largo plazo; favorecen otro tipo de actuaciones con aparentes beneficios a corto plazo. La cría en cautividad en granjas cinegéticas y su posterior liberación en el medio es la práctica dominante que permite a la industria cinegética satisfacer las necesidades del mercado (Sánchez et al. 2009). Un protocolo de actuación adecuado es la suelta de animales criados en cautividad con unos patrones etológicos parecidos a los de individuos silvestres (Pérez et al. 2004; Alonso et al. 2005; Gaudioso et al. 2011a, 2011b), cuya finalidad es el aprovechamiento cinegético a corto plazo. No obstante, la realización negligente e incontrolada de estas actuaciones, puede ser altamente perjudicial para la perdiz roja silvestre y para el ecosistema en general (Gortázar et al. 2006; Villanúa et al. 2008; Millán 2009). La contaminación genética por hibridaciones industriales con otras especies como la perdiz chucar (*Alectoris chukar*) (Barilani et al. 2007; Barbanera et al. 2008), la introducción de enfermedades ausentes en el medio silvestre (Casas 2008; Millán 2009) y el potencial efecto de superpredación sobre las especies presa (Ballesteros 1998) constituyen las principales debilidades de las siembras masivas de animales de granja o repoblaciones mal entendidas, ya de por sí poco efectivas (Alonso et al. 2005; Gaudioso et al. 2011a).

La perdiz roja silvestre, al igual que el conejo, tiene frente a sí un futuro incierto. La necesidad de armonizar las políticas agroganaderas con los intereses conservacionistas son vitales para evitar la recesión poblacional que viven ambas especies hoy en día. Mientras tanto la industria cinegética sigue abasteciendo las necesidades de una demanda de mercado creciente con dudosos efectos sobre las poblaciones de perdiz roja silvestre.

1.3 Consideraciones Socioeconómicas de la caza menor

Se estima que la caza genera unos 3.000 millones de euros al año, manteniendo más de 100.000 puestos de trabajo directos e indirectos (Garrido 2004), si bien estos datos son estimativos y no están totalmente contrastados. En cualquier caso, no nos debe de extrañar que esta actividad resulte vital para evitar el despoblamiento y programar una futura mejora del mundo rural. En algunas zonas, generalmente marginales, aisladas, alejadas o deprimidas, significa la principal fuente de ingresos. Pero no sólo tenemos que valorar la caza como generador de riqueza económica sino que, además, debe ser analizada como una fuente indiscutible generadora de riqueza social y cultural, ya que permite mantener a una población joven en zonas rurales con escasa o nula oferta laboral. La caza brinda una forma de ganarse la vida respetuosa con el medio y permite perpetuar parte de la cultura y costumbres tradicionales.

A mediados del siglo XX se inicia el germen de la futura industria cinegética española con la creación, en 1951, del *Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza* (SNPFC) que, en la década de los 70, pasaría a llamarse *Instituto para la Conservación de la Naturaleza* (ICONA) (Sánchez et al. 2009), imitando a los grandes organismos internacionales de países más desarrollados como la *Office National de la Chasse* (Francia). El objetivo principal de este organismo era potenciar y diversificar el valor cinegético español introduciendo, incluso, especies foráneas.

La demanda de la caza menor estuvo en auge hasta la década de los 80, momento en el cual una serie de cambios socioculturales unidos a cambios en el paisaje y al descenso poblacional de las especies de caza menor, propiciaron un aumento de la popularidad de la caza mayor que se mantiene en la actualidad.

Sin embargo, a pesar de que las poblaciones silvestres no han alcanzado los niveles de décadas anteriores, la gran demanda cinegética actual de caza menor se ve abastecida gracias a la industria cinegética. La producción intensiva de animales de caza menor, principalmente perdiz roja, produce anualmente más de 5 millones de aves para ser liberadas al medio (Blanco et al.

2002). Según los datos oficiales (MAGRAMA) en 2007 estaban registradas 1.291 granjas de aves cinegéticas (Sánchez et al. 2009).

1.4 La provisión y control del agua de bebida y el alimento como medidas de gestión del hábitat

En la actualidad la gestión del medio natural y de las poblaciones de fauna silvestre es una realidad, una realidad necesaria. La elevada “domesticación” o modificación del medio sufrida durante los últimos siglos ha provocado un desequilibrio patente en la naturaleza. El hombre, como responsable, debe intentar recomponer y estabilizar nuevamente la situación entre el ser humano, la fauna silvestre y el medio ambiente. Éste es uno de los argumentos propuestos por uno de los pioneros de la conservación, Aldo Leopold (1887-1948). La situación actual de la progresiva degradación del medio natural se puede resumir en el empobrecimiento del hábitat y la elevada demanda cinegética.

En primer lugar, el empobrecimiento del hábitat. La radical transformación del medio ambiente como consecuencia de la industrialización agrícola, los cambios en los usos agrarios, la utilización de fitosanitarios y, por último, el despoblamiento del entorno rural. Todo ello ha provocado una disminución de la diversidad y un deterioro de la calidad del hábitat para las especies de caza menor (Leopold 1933a; Rands 1987; Aebischer & Lucio 1997; Peiró 1997).

En segundo lugar, pero no menos drástico, se encuentra el elevado incremento en la demanda cinegética durante la última mitad de siglo, con motivo de un mayor acceso a las armas de fuego, la mejora del nivel de vida y la popularización de la caza. Si bien en los últimos años existe una tendencia negativa.

En este desequilibrio evidente la intervención del hombre resulta imprescindible y necesaria mediante el incremento de actuaciones compensatorias y de control que se engloban bajo el epígrafe de gestión cinegética. Según Peiró (1992), en líneas generales, los pilares básicos de la gestión cinegética serían:

A. Gestión y mejora del hábitat. Diversos autores afirman que el cambio o la degradación del hábitat durante los últimos años ha provocado que las poblaciones de caza menor se hayan visto reducidas (Rands 1987; Aebischer & Lucio 1997). Mejorar las características de un hábitat puede permitir un aumento natural de las poblaciones silvestres. Dentro de estas medidas diseñadas para la caza menor que benefician a otras especies no cinegéticas destacan:

- Usos agrícolas tradicionales, evitar el uso de fitosanitarios, realizar la rotación de cultivos y la implantación del calendario agrícola en armonía con las épocas de reproducción y cría de las especies cinegéticas.
- Creación de márgenes y linderos, favoreciendo la existencia de ecotonos o zonas de transición paisajística, ofreciendo cobijo y alimento. Este aspecto ha sido largamente estudiado en la perdiz roja y otras galliformes (Vargas et al. 2006; Draycott et al. 2007; Draycott 2009; Casas & Viñuela 2010).
- Limpieza de fuentes y charcas, así como claros de zonas de matorral y zonas boscosas.
- Suplementación de nutrientes (agua y alimento) de manera natural o artificial, actuación que se contempla tanto en la gestión de hábitat como en las poblaciones cinegéticas. La alimentación suplementaria resulta de especial interés para numerosos investigadores desde hace décadas (Newton 1980; Martin 1987; Guthery et al. 2004; Bromley et al. 2006; Draycott et al. 2007; Gaudioso Lacasa et al. 2010).

B. Gestión de las poblaciones cinegéticas. Aunque debe de prevalecer la gestión del medio, en determinadas ocasiones resulta ineludible la intervención directa sobre los animales. Dentro de las poblaciones cinegéticas diferenciamos dos:

- Poblaciones silvestres: si bien lo idóneo sería no intervenir sobre ellas, en determinadas situaciones, se pueden llevar a cabo refuerzos poblacionales o translocaciones.
- Poblaciones artificiales, criadas en cautividad o “de granja”: a pesar de ser una medida ampliamente extendida, el comportamiento de estos animales en líneas generales resulta insuficiente para la supervivencia a largo plazo en el medio (Cresswell 2003; Pérez et al.

2010; Gaudioso et al. 2011b), lo cual explica la baja efectividad de las repoblaciones (Pérez et al. 2004; Alonso et al. 2005; Pérez 2006).

C. Control de los depredadores: los depredadores generalistas, como zorros, córvidos y algunos mustélidos, pueden tener un impacto negativo en la caza menor y, en ocasiones, deben de estar sujetos a un control de sus poblaciones (McNamara 1987; Virgós & Travaini 2005; Beja et al. 2008; Draycott et al. 2008). Por el contrario, la presencia de grandes depredadores o depredadores especialistas (lince, rapaces y lobo), se puede considerar positiva debido al control o desplazamiento que realizan estas especies sobre el resto de depredadores (Palomares et al. 1995; Moreno 2004; Delibes-Mateos et al. 2008a; Caro et al. 2011).

D. Regulación de la actividad cinegética: modalidades de caza y cupos de captura. La utilización sostenible de los recursos cinegéticos es una necesidad. El ejercicio responsable de la caza permitirá el crecimiento de las poblaciones cinegéticas de manera simultánea (Angulo 2004; Calvete et al. 2005; Farfán et al. 2009).

El hábitat idóneo de las especies de caza menor en la Península Ibérica es un ecosistema agrícola conformado por parcelas de pequeña extensión y con diversidad de cultivos. La existencia de zonas de transición o ecotonos, lindes y linderos entre las parcelas es un factor transcendental. Este paisaje se denominada “paisaje en mosaico” (Peiró 1997), el cual favorece la biodiversidad de especies en general.

La gestión del hábitat se basa en aspectos clave interrelacionados entre sí: la protección y la alimentación de las especies silvestres (Leopold 1933a). Medidas que no influyen únicamente en la supervivencia de los individuos existentes, sino que favorecen la reproducción y cría de las nuevas generaciones.

Resulta necesario profundizar en los aspectos nutricionales, sobre todo en lo relativo a la gestión cinegética y a las medidas de gestión específicas.

1.4.1 Suministro artificial de agua y alimento

Partiendo de la premisa de que la actuación más deseable es mejorar la calidad del medio y aportar alimento de la manera más natural posible (Leopold 1933b; Rands 1987; Aebischer & Ewald 2004), existen factores que pueden limitar, ocasional o regularmente, el aporte suficiente de nutrientes en el medio. Por ello, el suministro artificial de alimento y agua se yergue como una herramienta trascendente en la gestión cinegética.

Debemos abordar la temática enumerando las principales razones o situaciones que pueden motivar la suplementación artificial de alimentos:

- Causas climatológicas: a lo largo del año hay estaciones durante las que la disponibilidad de recursos nutritivos es limitada, como durante la sequía estival y el invierno. También ocasionalmente pueden acontecer accidentes naturales, como incendios, inundaciones, intensas nevadas, etc.
- Motivos productivos: los requerimientos nutricionales de los animales varían a lo largo del año, o a lo largo de su ciclo productivo, la evolución de funciones vitales como la reproducción y su posterior resultado depende, en cierta manera, de la disponibilidad de alimento. La época de reproducción y cría y la fase de crecimiento de los juveniles son los momentos críticos más importantes en los ciclos anuales de las especies..

1.4.1.1 Tipos de comederos para la fauna silvestre: protocolos de suplementación de agua y alimento

La alimentación artificial será una medida efectiva siempre que la escasez de alimento o agua sea el factor limitante en el medio. De lo contrario su efectividad se verá reducida o no existirá (Doerr & Silvy 1987). Según algunos autores los principales objetivos de la alimentación artificial son:

- Favorecer la supervivencia y el estado corporal e inmunitario de los individuos adultos (Egan & Brittingham 1994; Cucco & Malacarne 1997; Guthery et al. 2004; Brzek & Konarzewski 2007; Draycott et al. 2007).

- Mejorar la tasa de reproducción y aumentar el éxito de supervivencia de las crías (Koskela et al. 1998; Hoodless et al. 1999; Robb et al. 2008).
- Incrementar la probabilidad de localizar a los animales, fomentar la reducción del área de campeo (*home range*) o concentrar a los individuos en determinados entornos, zonas o territorios (Walther & Gosler 2001; Demaso et al. 2002; Larsen et al. 2007a; Draycott et al. 2007; Gaudioso Lacasa et al. 2010).

El aporte de alimento se puede llevar a cabo de diversas maneras (Dunkley & Cattet 2003):

- Natural: a través de mejoras en el hábitat (lindes o caballones) o más concretamente realizando siembras cinegéticas en claros de bosques o pequeñas parcelas, y ello con semillas de mezcla de diversas especies (cereales, leguminosas, proteaginosas, etc.) para el aprovechamiento de la fauna. También se consideran como tales las franjas de cultivos que no se cosechan. Este tipo de aporte alimenticio se englobaría dentro de las mejoras de hábitat y serían modélicas. Sin embargo, no siempre es posible su aplicación.
- Artificial: con el propósito de reducir los efectos de la escasez de alimento, siempre que sea considerada como el factor limitante en el crecimiento de las poblaciones (Newton 1980). Sin embargo, no siempre está totalmente claro la efectividad de la medida (Brinkhof & Cavé 1997), ya sea porque el factor limitante es distinto (Martin 1987) o por el efecto cruzado de terceros factores que comprometen la alimentación de la fauna (Boutin 1990; Guthery et al. 2004). Entre las medidas de suplementación artificial se encuentran:
 - “Administración directa”: suministro de alimento directamente en el suelo. En Norteamérica es frecuente (*road-baiting*, en inglés): suministro directamente de alimento desde un vehículo. Dentro de sus ventajas esta la rapidez y el relativo poco trabajo que conlleva, sin embargo, además de ser poco específica, desperdicia una gran cantidad de alimento con el consecuente despilfarro económico (Haines et al. 2004).

- Estación de autoservicio: punto de alimentación (comedero) atendido durante intervalos de duración variable (semanal, mensual o bimensualmente).

Otro modo de clasificar la suplementación artificial de alimento es basarse en los fines que se pretenden conseguir con la misma. Por ello podemos distinguir entre:

- Alimentación suplementaria: realza y mejora aspectos individuales y demográficos, como el tamaño de cuerna, número y supervivencia de jóvenes, tamaño de la puesta y condición corporal. Incrementa la calidad potencial del hábitat y de las poblaciones animales.
- Alimentación de emergencia: proporciona alimento cuando las fuentes naturales se hacen inaccesibles o están muy restringidas.
- Alimentación de invierno: suministra alimento para compensar la reducción de la disponibilidad de recursos durante la época de carestía.
- Alimentación de intercepción: la provisión de alimento tiene como objetivo disminuir los daños causados por la fauna a la agricultura y ganadería.

El tipo de ración que se distribuye varía en función de las necesidades nutricionales (Doerr & Silvy 1987) y del tipo de gestión a realizar:

- Ración completa: la finalidad es cubrir las necesidades nutritivas de los animales mediante un aporte externo de alimento, medida propia de granjas y cotos intensivos. La creación de una dieta que reemplace la totalidad de nutrientes, micronutrientes y minerales obtenidos en el medio natural, es una tarea difícil y compleja. La dependencia total de una fuente de alimento (en este caso artificial) supone una desventaja frente a posibles alteraciones del medio. Por el contrario, puede considerarse ventajosa a la hora de intentar alcanzar altas densidades animales, imposibles de conseguir sin esta herramienta de gestión.
- Ración parcial: la cantidad de nutrientes aportada es insuficiente para los animales, que tienen que completar su dieta con los recursos del entorno. En estas situaciones la

alimentación es un factor limitante. El objetivo es suplir las carencias nutricionales de un hábitat, destacamos dos tipos:

- Ración energética: utilizada durante los períodos de carestía invernal, cuando las necesidades energéticas de los animales son más elevadas. En estas situaciones el alimento de elección está condicionado por la climatología externa, principalmente una elevada humedad, descartándose los piensos concentrados y determinadas semillas como el maíz que se degradan con facilidad en ambientes húmedos. Por el contrario, el trigo y la cebada son alimentos de elección debido a su escaso grado de compactación en estos ambientes (Hoodless et al. 1999). Si bien, las fuentes de alimento varían enormemente en función de la localización y de los recursos disponibles.
- Ración proteica: utilizada durante las épocas de puesta y cría, para completar las elevadas necesidades nutricionales de los animales durante este período. No obstante, numerosos autores consideran el aporte proteico de origen animal (insectos) el de mayor calidad, siendo seleccionado positivamente por las aves cinegéticas (Guthery et al. 2004).

Los principales factores a considerar a la hora de suplementar alimento artificialmente mediante la provisión de comederos son:

- I. **Pragmatismo y funcionalidad:** la situación en las proximidades de vías de comunicación o en zonas de fácil acceso permite el suministro de alimento de manera programada. Por otro lado, debe de asegurarse el acceso a los puntos de alimentación y evitar posibles riesgos laborales.
- II. **Eficacia:** hacer que los comederos supongan un beneficio minimizando los riesgos de predación y los riesgo de transmisión de enfermedades que conlleva la concentración de animales en los puntos de alimentación o bebida (Dunkley & Cattet 2003; Gortázar et al. 2006; Turner et al. 2008):
 - Cobertura vegetal: la ubicación en las proximidades de entornos favorables o la existencia en las proximidades de zonas con cierto grado de cobertura vegetal aportan protección a las

especies presa y reducen la tasa de predación (Walther & Gosler 2001; Korslund & Steen 2006; Larsen et al. 2007a; Gaudioso Lacasa et al. 2010).

- Control sanitario: control periódico del estado sanitario del alimento, evitando la proliferación de microorganismos, así como el contacto con heces son medidas que reducirían la transmisión de enfermedades (Brown & Cooper 2006)

III. **Especies diana:** la distribución de alimento en el medio va a estar dirigida generalmente hacia unas especies concretas, las especies diana. En gestión cinegética, éstas pueden ser aves, lagomorfos, ungulados e incluso carnívoros. No debemos de olvidarnos de la gestión de las especies amenazadas, ya que la alimentación artificial resulta frecuente (Moreno 2004; Lopez-bao et al. 2008; Ortiz 2010; Caro et al. 2011). Se debe de contemplar también la posibilidad de que otras especies acudan a los puntos de alimentación (Godbois et al. 2004). Los efectos que tienen los comederos artificiales sobre éstas y la interacción con las especies diana, son diversos. En ciertos casos existe un beneficio directo sin que las especies diana se vean afectadas negativamente, este es el caso de los paseriformes y ciertos roedores (Stoate, C. & Szczur 2001). No obstante, no podemos olvidarnos del impacto negativo que provocan la presencia de ciertas especies en comederos y bebederos, como es el caso de los córvidos (Armenteros, observación personal).

Mención aparte merecen las especies que se benefician indirectamente del aporte suplementario de alimento, entre ellas las aves rapaces y los carnívoros. Si bien, este hecho puede ser considerado positivo e incluso ser el objetivo final de las medidas de gestión de determinados entornos: aumentar y concentrar el número de presas; actuación frecuente en especies en peligro de extinción, como el águila perdicera y el lince ibérico (Turner et al. 2008; Lopez-bao et al. 2008; Caro et al. 2011).

Por otro lado, el incremento de la tasa de predación puede ser un factor claramente negativo en la gestión de especies cinegéticas, que debe de considerarse como un efecto colateral implícito (Godbois et al. 2004; Jones & Reynolds 2008; Turner et al. 2008).

IV. **Efectividad:** distribución en localizaciones o entornos adecuados minimizando las pérdidas y facilitando el acceso por parte de las especies diana. Para cumplir dicho propósito hay que tener en cuenta el diseño del comedero utilizado. Existen infinidad de modelos de comederos artificiales para la fauna silvestre, sin olvidarnos de las áreas periurbanas, medida ampliamente extendida en muchos países desarrollados (Dunkley & Cattet 2003; Bromley et al. 2006; Hess et al. 2006). Dada la variedad de modelos nos vamos a centrar en una descripción somera de los prototipos más utilizados:

- Tolva: recipiente, generalmente de forma cilíndrica y capacidad variable, con unas hendiduras u orificios en la parte inferior por donde cae o se accede al alimento.
- Plato: recipiente de forma y tamaño variable que en la parte inferior presenta un receptáculo donde el alimento está visible y los animales pueden acceder a él.
- Automático: si presentan dispositivos mecánicos o electrónicos que dispensan el alimento en determinados momentos del día, cantidades concretas, e incluso a animales específicos mediante identificadores electrónicos (microchips y collares electrónicos) como ocurre en algunas explotaciones de animales domésticos (Isaac et al. 2004).
- Colgante o de oscilación libre: aquellos que, independientemente del modelo, cuelgan a cierta altura del suelo a modo de péndulo. Los motivos que llevan a utilizarse así es evitar el daño por parte de animales de gran tamaño como jabalíes, osos, etc. y también para reducir las pérdidas o el consumo por causa de especies indeseables, como roedores o insectos. Las hormigas pueden sustraer más de 100 gramos cada hora (Hernández et al. 1986).
- Protegidos: utilización de elementos excluyentes o limitantes para evitar el acceso de especies no diana o depredadores. Ejemplo malla protectora.

V. **Adaptación:** toda intervención humana en el medio supone una alteración del hábitat y la distribución artificial de alimento lo es. Inicialmente la fauna detecta, rechaza y rehúye estas alteraciones. El reconocimiento y utilización de los comederos requiere un proceso de aprendizaje. La distribución de alimento directamente en el suelo en las proximidades de los comederos es un factor de extrema importancia en las repoblaciones con animales criados en cautividad, ya que el conocimiento de fuentes de alimento resulta vital durante las primeras

semanas de vida tras su liberación, período en el cual se concentra la mayor tasa de mortalidad. (Hoodless et al. 1999; Gaudioso et al. 2011b).

1.4.1.2 Protocolos de suplementación de agua de bebida.

Del mismo modo que sucede con el alimento, el aporte de agua resulta un factor fundamental y limitante para el crecimiento y supervivencia de la fauna silvestre, principalmente en zonas con climas áridos o semiáridos (Larsen et al. 2007a). La creación de puntos de agua para la fauna es una herramienta de gestión cinegética fundamental y su uso está ampliamente extendido.

En la medida de lo posible, la creación, restauración o limpieza de fuentes de agua naturales, como lagunas, charcas, márgenes fluviales o regueros está dentro de las medidas prioritarias. A pesar de todo, en períodos de climatología extrema, cuando desaparecen o se reducen drásticamente los recursos hídricos naturales, como sucede en la época estival o períodos de sequía, resulta indispensable la distribución de bebederos artificiales en el medio, ayudando a la supervivencia de la fauna silvestre, en general, y a las especies cinegéticas, en particular.

Pero a diferencia del aporte de alimento, las fuentes de obtención de agua por la fauna silvestre son muy diversas. Además hay que ser consciente de que los requerimientos necesarios para la supervivencia (al igual que sucede con el alimento) son muy inferiores a las necesidades nutricionales que presentan los animales durante otras fases vitales, como el crecimiento o la reproducción. A continuación se detalla una clasificación de los recursos hídricos de los animales (Leopold 1933a):

- Agua potable: se incluyen arroyos, charcas, etc. También la nieve. Este recurso se utiliza si está disponible y son dependientes del mismo, aunque puedan sobrevivir con los siguientes recursos hídricos.
- Agua del rocío: aprovechamiento del agua de condensación almacenada en la vegetación durante las primeras horas del día.

- **Suculencia:** se refiere al agua contenida en el alimento. Los vegetales (flores, frutas y bayas) contienen agua que completa las necesidades hídricas. También el alimento de origen animal, los insectos y huevos contienen agua.
- **Agua metabólica:** algunas especies de roedores son capaces de incrementar el catabolismo de los carbohidratos o las grasas para obtener agua.

Una vez enumeradas las fuentes hídricas que utiliza la fauna silvestre resulta más clara la distinción de los tipos de aportes hídricos:

- **Agua suplementaria:** aporte adicional de agua en el medio, mejorando la calidad del hábitat y completando las necesidades nutricionales de los animales. Se pueden utilizar recursos naturales (arroyos y charcas) o bebederos artificiales.
- **Agua de emergencia:** aporte o distribución en el medio de bebederos artificiales durante épocas de mayor severidad climatológica (escasez hídrica) como son la época estival en la cuenca mediterránea y durante períodos de sequía. El objetivo de esta medida es aumentar las posibilidades de supervivencia en un medio, donde el agua es el factor limitante.

Al igual que en el caso de los comederos, la variedad de tipos de bebederos disponibles es amplia. El modelo genérico de bebedero utilizado en la gestión cinegética debe tener las siguientes características:

- **Resistente y duradero** a la climatología extrema y a la acción de la fauna silvestre (ej.: mordeduras de carnívoros, hozaduras de suidos). Especial atención a los componentes de los materiales utilizados, generalmente hormigón o plásticos de vida media o larga.
- **Higiénico:** fácil limpieza de sus componentes para evitar la proliferación de organismos patógenos y la transmisión de enfermedades (Gortázar et al. 2006).
- **Práctico:** elección de un modelo adaptado a las necesidades del medio y a la gestión cinegética llevada a cabo. Depósito de agua de tamaño adecuado.
- **Seguro:** mínimo riesgo de accidentes de la fauna (ahogamiento).

- Útil: la fauna silvestre es dependiente de las fuentes de agua superficial (los animales ven el agua). La existencia de agua superficial en los comederos de fauna silvestre tiene que ser una característica significativa, sin recurrir a mecanismos más complejos de dudosa eficacia (Tschudin et al. 2011).
- Efectivo: la localización en lugares adecuados es una premisa más importante si cabe que las anteriores. La situación del bebedero en entornos favorables, como umbrías o zonas con cierto grado de cobertura vegetal tiene un impacto positivo en la utilización del mismo (Larsen et al. 2007a; Gaudioso Lacasa et al. 2010; Sánchez-García et al. 2012). A su vez, la colocación de elementos de refugio o protectores en las proximidades del bebedero beneficia considerablemente a las especies tipo presa. No debemos olvidarnos que la utilización tanto de bebederos como de comederos supone un riesgo elevado de predación (Beja et al. 2008).

De manera genérica un bebedero artificial para la fauna silvestre debe de estar constituido por los siguientes componentes:

- Depósito de agua: de volumen variable, con elementos protectores que favorezcan la salubridad del agua (impidiendo la entrada al interior de animales y microorganismos en la medida de lo posible), permitan el autoabastecimiento, mediante la recogida del agua de lluvia y reduzcan las pérdidas por evaporación.
- Bebedero propiamente dicho: independientemente del tamaño debe tener una superficie de fácil acceso para la fauna y con medidas de seguridad: rampa de salida.
- Elementos accesorios: elementos de seguridad que impidan el acceso a especies no deseadas o depredadores. Ejemplo: malla protectora.

1.4.2 Repercusión en la suplementación de agua de bebida y alimento en la biología de las especies silvestres.

Los objetivos de la suplementación artificial de alimento en la gestión de la fauna silvestre han sido abordados en apartados anteriores. Sin embargo, debemos profundizar un poco más en los efectos que dicha técnica tiene sobre la biología de las especies.

La suplementación durante la época invernal es una práctica de gestión habitual cuyo fin es reducir la mortalidad y mejorar el estado corporal de los animales adultos. La reducción de la tasa de mortalidad invernal en las poblaciones suplementadas es defendida por algunos autores (Egan & Brittingham 1994; Lahti et al. 1998; Huitu et al. 2003); por el contrario, otros estudios no observan una reducción significativa en la mortalidad (Guthery et al. 2004; Haines et al. 2004). Así y todo, los animales superan la época de carestía con un mejor estado corporal que resulta ventajoso en las fases fisiológicas posteriores: alcanzan con anterioridad el peso corporal óptimo, entran en celo en fechas más tempranas, realizan mayores puestas o camadas, repetición de celo más rápidamente, mejor estado inmunitario, etc. (Martin 1987; Hoodless et al. 1999; Brzek & Konarzewski 2007; Newey et al. 2010).

No obstante lo anterior, no debemos olvidar que la alimentación no es el único factor limitante de crecimiento poblacional, existiendo otras variables que influyan o regulen el tamaño de las mismas (Newton 1980). Asimismo, debemos tener en cuenta que la alimentación suplementaria puede estar influenciada por aspectos colaterales, como la predación (Godbois et al. 2004; Gonzalez et al. 2006; Turner et al. 2008) o el aprovechamiento por parte de otras especies (Guthery et al. 2004). Estos factores puede hacer que los efectos de tal alimentación suplementaria sean inexistentes e incluso negativos para las especies diana.

El suministro de agua guarda similitudes con el aporte de alimento, siendo conscientes de que el período de escasez es el verano. Además, la escasez de agua es común para presas y

depredadores, aspecto a tener en cuenta a la hora de gestionar el hábitat, ubicar y diseñar los bebederos.

Otro aspecto reseñable es el papel crucial que la suplementación de agua y alimento tiene a la hora de fijar población a un territorio (Pérez 2006), adquiriendo especial relevancia en las fases iniciales de las repoblaciones, translocaciones, refuerzos poblacionales o sueltas cinegéticas, momentos en los que la búsqueda de alimento y el cambio de dieta comprometen el éxito de dichas acciones (Liukkonen-Anttila et al. 2001; Millán et al. 2003)

1.5 Fototrampeo

1.5.1 Descripción e historia de la técnica.

El estudio de la fauna salvaje ha resultado ser durante muchos años un reto complicado, la imposibilidad de observar a los animales en la naturaleza en completa intimidad ha requerido del tiempo, la astucia y la paciencia de muchos hombres. Sin embargo, en la actualidad nuevas tecnologías, como el radioseguimiento y el fototrampeo, han permitido incrementar notablemente los conocimientos sobre la biología y la ecoetología de las especies, al permitir la observación de los animales sin afectar su comportamiento natural (Scheibe et al. 2008).

El fototrampeo de la fauna silvestre ha sido una técnica utilizada desde los inicios del siglo XX por pioneros zoólogos (Chapman 1927), con el objetivo de responder a las preguntas que la ciencia no podía contestar con los métodos tradicionales (Cutler & Swann 1999). Así y todo, la técnica no resultó popular entre los biólogos hasta la década de los noventa, con la aparición de los modelos comerciales (Kucera & Barrett 1993), anteriormente la técnica resultó complicada y poco manejable debido a los elevados costes económicos y humanos (Kays & Slauson 2008).

Sin embargo, durante los últimos 20 años la evolución tecnológica ha convertido al fototrampeo en una técnica más accesible (Rowcliffe & Carbone 2008), situación que continúa en una fulgurante evolución motivada por el florecimiento de nuevas aplicaciones y metodologías que no dejan de aumentar sus potencialidades (Swann et al. 2004; Tobler et al. 2008). Todo ello ha

provocado un crecimiento del número de estudios donde es empleada dicha metodología (en la última década se ha incrementado un 50% el número de publicaciones al respecto) (Cutler & Swann 1999; Kays & Slauson 2008; Rowcliffe & Carbone 2008).

La evolución tecnológica ha permitido la adaptación del fototrampeo a las necesidades de determinados protocolos experimentales comenzando a ser una herramienta popular en el mundo científico (Swann et al. 2004). Uno de los estudios iniciales más relevantes fue el realizado por Kucera y Barrett, que describió las virtudes y defectos de los primeros modelos comerciales de cámaras de fototrampeo (Kucera & Barrett 1993).

Los estudios sobre aves se centraron principalmente en el conocimiento de los patrones de alimentación, el comportamiento durante la cría, así como la predación de nidos (Cutler & Swann 1999). Los realizados sobre mamíferos se han centrado en especies muy diversas y con finalidades dispares. Destacan estudios sobre mamíferos de pequeño y mediano tamaño (Otani 2002; Torre et al. 2005; Larrucea et al. 2007; Lee et al. 2010), especies huidizas o nocturnas (Delaney & Grubb 1998; Heilbrun et al. 2006; Lim & Ng 2007; Maffei & Noss 2008), y sobre especies peligrosas o que habitan en zonas remotas o de difícil acceso (Bridges et al. 2004; Silver et al. 2004; Karanth et al. 2004; Wegge et al. 2004).

Los trabajos de fototrampeo con mamíferos han pretendido, preferentemente, registrar la presencia de determinadas especies (Copeland 1993; Yasuda 2004; Swann et al. 2004; Moen & Lindquist 2006; Li et al. 2010), constatar estimaciones de abundancia (Silver et al. 2004; Karanth et al. 2004; Heilbrun et al. 2006; Rowcliffe et al. 2008) y conseguir el mejor conocimiento de su etología, en el amplio sentido de la palabra.

No obstante, tanto en aves como en mamíferos, la versatilidad de la técnica ha permitido que se aproveche para estudios muy diversos, desde el impacto de medidas de gestión, como la instalación de comederos y bebederos (Larsen et al. 2007a, 2007b; Lynn et al. 2008); la efectividad o interacción con algunas medidas de protección, como la instalación de vallas (Walter et al. 2005) o pasos para fauna en vías de comunicación (Austin & Garland 2001) y un

largo etcétera. El fotogrampeo es además una herramienta fundamental en el descubrimiento o redescubrimiento de especies animales (SurrIDGE et al. 1999).

1.5.2 Características, ventajas e inconvenientes de la técnica.

Teniendo presente la variedad de prototipos existentes en el mercado, y la aparición de nuevos accesorios o complementos, haremos una aproximación al tema de manera muy general.

El modelo está constituido por una cámara o videocámara, actualmente con diseño digital permitiendo el almacenamiento de gran cantidad de información. Dicha cámara está colocada en un compartimento estanco resistente a las adversidades climatológicas más extremas.

Como fuente de alimentación utiliza baterías de larga duración y reducido tamaño; la evolución de este aspecto ha resultado vital en el mejor desarrollo de la técnica.

Consta, además, de un sensor de movimiento compuesto por un haz de luz infrarroja cuya interrupción acciona el disparo de la cámara. Existen dos tipos distintos de sensores, activos que detectan únicamente el movimiento y pasivos que detectan el movimiento y los contrastes de temperatura.

Por último, debemos mencionar la tecnología LED (de las iniciales en inglés, *Light-emitting Diode*) que permite realizar fotografías nocturnas de manera discreta, sin apenas alterar a la fauna, a diferencia del flash, actualmente en desuso.

Llegado este punto parece inevitable enumerar las ventajas e inconvenientes actuales que presenta esta técnica, ya que, a pesar de la potente irrupción y el alcance obtenido en diversos campos científicos, el fotogrampeo tampoco es la panacea de cualquier planteamiento.

Entre las virtudes se encuentran:

- ✓ **Método no invasivo.** Provoca una pequeña alteración del medio que permite observar la fauna sin que su comportamiento se vea modificado (Cutler & Swann 1999; Allison & Destefano 2006; Roberts et al. 2006; Lyra-Jorge et al. 2008). Entre otros se puede citar el comportamiento

de ingestión, generalmente utilizando atrayentes como agua o comida, denominado cebo en determinados contextos (Larsen et al. 2007a; Lynn et al. 2008; Lee et al. 2010); también el comportamiento antipredatorio y las relaciones intra e interespecíficas (Sequin et al. 2003; Larsen et al. 2007a; Lynn et al. 2008; Olson et al. 2011).

- ✓ **Obtención de información específica, objetiva y precisa (fecha y hora)** (Kays & Slauson 2008; Lyra-Jorge et al. 2008). Algunas especies, como los grandes felinos, pueden ser identificados individualmente (Knorr 2004; Silver et al. 2004; Heilbrun et al. 2006; Sharma et al. 2010). En el ámbito cinegético es utilizado para la determinación y valoración de potenciales trofeos (Roberts et al. 2006; Rovero & Marshall 2009).
- ✓ **Adaptabilidad.** Se puede utilizar en las condiciones climatológicas y hábitats más adversos donde otras técnicas resultan imprecisas o sencillamente imposibles.
- ✓ **Relación coste-beneficio.** La elevada inversión inicial se ve compensada a largo plazo, dado que el fototrampeo ahorra mucha mano de obra (Srbek-Araujo & Chiarello 2005).

Sin embargo, existen asimismo algunos puntos débiles:

- ❖ **Problemas tecnológicos inherentes.** A pesar de las constantes mejoras técnicas, siempre existen problemas o deficiencias de carácter tecnológico, como la duración de la baterías o errores de programación (Rice et al. 1995). La influencia de la climatología sobre la efectividad y vida útil de las cámaras es muy notable.
- ❖ **Bajo grado de detección y eficacia.** Un aumento de la sensibilidad y la reducción del tiempo de captura (tiempo transcurrido desde la activación del sensor hasta la realización del disparo), supone un reto para los fabricantes y su ajuste requiere experiencia por parte del usuario. Esto es una desventaja ya que se genera un gran número de falsos eventos o capturas vacías, además de no detectar la presencia de animales de manera exacta (Swann et al. 2004). El problema tiene relación generalmente con el tamaño de las especies de estudio (Maffei & Noss 2008; Lyra-Jorge et al. 2008).

- ❖ **Representación subjetiva del territorio.** El fototrampeo únicamente analiza un punto concreto del entorno, estando condicionado al paso de los animales durante un período. Se muestra trascendental la ubicación en lugares de paso como sendas o zonas querenciosas y también es frecuente el uso de cebos o atrayentes, así como la colocación en puntos de alimentación o bebida (comederos, bebederos, carroñas, etc.) (Altendorf et al. 2001; Hegglin et al. 2004; Larsen et al. 2007a; Olson et al. 2011). En aquellos estudios centrados en el cálculo de densidades o estimas de población se distribuyen meticulosamente las cámaras por el territorio, de manera que represente o englobe todo el entorno, evitando así el error del sesgo de la muestra (Bridges et al. 2004; Karanth et al. 2006; Scheibe et al. 2008).
- ❖ **Dificultad en el análisis de los resultados.** A diferencia de las técnicas tradicionales, ampliamente estudiadas y argumentadas, el fototrampeo es una técnica relativamente nueva y la interpretación de los datos queda determinada por los criterios del investigador, existiendo la necesidad de estandarizar y coordinar los protocolos de análisis de datos (Swann et al. 2004; Rowcliffe & Carbone 2008). Numerosos autores inciden en esta idea, reflejándolo en trabajos sobre estimación de abundancia (Silver et al. 2004; Heilbrun et al. 2006; Garrote et al. 2010), distribución y densidades de poblaciones (González-Esteban et al. 2004; Karanth et al. 2004; Kelly et al. 2008; Sharma et al. 2010), y estudios comparativos con otras técnicas (Silveira 2003; Srbeek-Araujo & Chiarello 2005; Roberts et al. 2006; Tobler et al. 2008; Roberts 2011).
- ❖ **Inversión económica inicial elevada.** No se recomienda para estudios de corto plazo (Srbeek-Araujo & Chiarello 2005).
- ❖ **Riesgo de robo.** La colocación al aire libre de material de considerable valor económico supone un riesgo, especialmente en aquellos estudios realizados en zonas pobladas.

Previamente a la realización de estudios de fototrampeo se deben de tener claros los objetivos perseguidos y ser conscientes de las limitaciones de la técnica. Uno de los errores más frecuentes es la sobredimensión del tamaño de las poblaciones (Lyra-Jorge et al. 2008), para solventarlo existen algunos protocolos de análisis estandarizados, como es el caso del modelo

captura-recaptura (Karrant & Nichols 1998; Moen & Lindquist 2006) o el intervalo mínimo entre capturas sucesivas para reducir los errores (Rowcliffe et al. 2008; Scheibe et al. 2008; Srbek-Araujo & Chiarello 2008), aún así son susceptibles de revisión y mejora (Mendoza et al. 2011).

Pero no por ello el fototrampeo carece de valor, ya que la comparación y sobre todo la combinación de los nuevos procedimientos con las técnicas tradicionales, como el seguimiento de rastros o huellas, el muestreo de heces y la realización de transectos, se pueden complementar obteniendo datos de gran fiabilidad (Copeland 1993). Este acoplamiento de técnicas potencia ambas metodologías y permite a su vez valorar los datos de fototrampeo obtenidos de manera individual

1.5.3 El fototrampeo en la gestión cinegética.

A modo de colofón, el uso del fototrampeo está ampliamente extendido en el mundo cinegético, facilitando en incontables ocasiones la labor de gestores, guardas y cazadores. Esta técnica permite la observación directa de los animales en su medio, sin condicionarlos ni alertarlos. Por ejemplo, actualmente resulta posible valorar con precisión algunos trofeos de caza mayor, conocer el tamaño y la distribución de sexos de ciertas poblaciones e incluso la presencia de determinadas enfermedades.

En las especies de caza menor, uno de los enfoques del fototrampeo es desvelar la utilización de los recursos y el efecto de la gestión (Gaudioso Lacasa et al. 2010; Sánchez-García et al. 2012). Es decir, el fototrampeo, intenta descubrir o valorar el uso real de las medidas de gestión, la influencia del entorno, así como el comportamiento antipredatorio, el efecto grupo y la interacción de determinados colectivos con otras especies.

2. Objetivos previstos

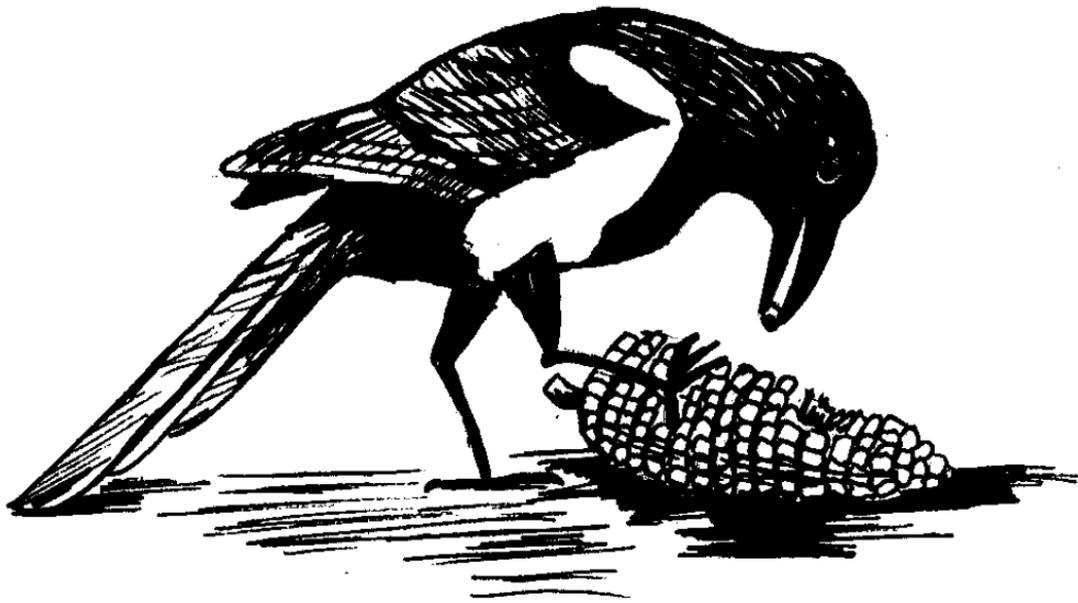
A tenor de lo anteriormente expuesto parece evidente que las medidas de gestión cinegética son determinantes para gran parte de la fauna silvestre y, de forma muy singular, para las especies cinegéticas. Si bien queda un largo camino para esclarecer y cuantificar el impacto puntual de estas medidas, de cada una de las actuaciones por separado, de la interrelación entre ellas y de un largo etcétera.

Por tal motivo, el objetivo principal (o general) de este trabajo de Tesis Doctoral es *el estudiar la repercusión que el aporte artificial de recursos limitantes al medio puede tener sobre el crecimiento de las poblaciones de perdiz roja y conejo de monte, así como sobre la biodiversidad del ecosistema.*

Este planteamiento se ha trazado a partir de los siguientes objetivos específicos:

- Valoración de la potencial utilización de las medidas de suplementación artificial por parte de las especies de caza menor, la perdiz roja y el conejo de monte.
- Influencia del entorno en el que se ubican las instalaciones de suplementación sobre el uso de dichas especies diana.
- Influencia de la climatología en el uso de los comederos (invierno) y bebederos (verano).
- Análisis del comportamiento de ingestión de agua y alimento en el conejo y la perdiz roja.
- Efecto de la gestión cinegética sobre todas las especies del medio y la interacción con las especies diana.

Protocolos Experimentales



3. Protocolos Experimentales

Los estudios que configuran la presente Tesis Doctoral se describen en el apartado de protocolos experimentales. Se agrupan en cinco trabajos, estando uno de ellos publicado en revista científica indexada y los restantes en fase de revisión.

A continuación se detalla cada trabajo experimental, cuyo desarrollo se explica en detalle en los siguientes subapartados.

*3.1 Water-site selection and behaviour of red-legged partridge *Alectoris rufa* evaluated using camera trapping*

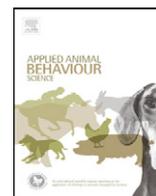
*3.2 An approach to the behavioural patterns of wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* at water troughs using camera trapping*

*3.3 Do wild red-legged partridges *Alectoris rufa* use feeders? An approach to the feeding patterns using camera trapping*

3.4 Estudio de la presencia del conejo de monte en comederos de caza menor mediante técnicas de fototrampeo.

3.5 Evaluación de la presencia de especies silvestres en los comederos artificiales habilitados para la caza menor.

***Water-site selection and behaviour of red-legged partridge
Alectoris rufa evaluated using camera trapping***



Water-site selection and behaviour of red-legged partridge *Alectoris rufa* evaluated using camera trapping

Carlos Sánchez-García^{a,*}, José A. Armenteros^a, Marta E. Alonso^a, Randy T. Larsen^b, Juan M. Lomillos^a, Vicente R. Gaudioso^a

^a Grupo de Producción y Gestión Cinegética (Research Group on Game Species Breeding and Management), Dpto. Producción Animal, Universidad de León, Spain

^b Plant and Wildlife Sciences Department and the Monte L. Bean Life Science Museum, Brigham Young University, 407 WIDB, Provo, UT 84602, United States

ARTICLE INFO

Article history:

Accepted 15 January 2012

Available online 10 February 2012

Keywords:

Alectoris rufa

Activity patterns

Anti-predator

Camera trapping

Water trough

ABSTRACT

This paper explores watering patterns of wild red-legged partridges at water troughs (WT) during three consecutive summers on a farm-land area of Spain where drought periods are frequent. Camera trapping was used in order to assess climatic effects on weekly and daily watering patterns, investigate the influence of shrub cover on water-site selection, evaluate behavioural patterns displayed when using WT, and describe age and number of birds observed at WT. Red-legged partridges used WT throughout the study period, but significant use did not occur until August, decreasing dramatically in mid September, and ending in October. A circadian watering pattern was observed during daylight hours with most photographs taken from 08:00 hours to 11:00 hours (54.8%). Partridges displayed different behaviours (drinking, feeding/dusting, vigilance, moving/unknown), but patterns did not vary significantly throughout the day. WT were used mostly by adult birds with only 26.5% of photographs also depicting young partridges. WT selection was strongly influenced by the presence of surrounding vegetation as partridges preferred troughs with shrub cover. We also found a significant negative relationship ($P < 0.05$) between the percentage of vigilant birds and covey size at water sources with shrub cover. Given the high predation rates observed in this species, security risk is likely an important factor involved in water-site selection.

© 2012 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

The red-legged partridge (*Alectoris rufa*) is a native game bird of the Iberian Peninsula, France, Italy, and now after successful introductions, the United Kingdom (Aebischer and Lucio, 1997). Though partridges remain widely distributed, drastic declines in wild populations have been reported in Europe during the last century (Tucker and Heath, 1994). Declines are the result of habitat loss, agricultural intensification, overhunting, and large-scale releases

of farm-raised birds (Aebischer and Lucio, 1997; Alonso et al., 2005; Casas and Viñuela, 2010; Pérez et al., 2004; Sánchez-García et al., 2009). These declines have resulted in a general status of vulnerability for this species (Birdlife International, 2011).

Conservation of wild partridges should be based on improvement of agricultural areas (Casas and Viñuela, 2010; Ewald et al., 2010) and better game management, including control of predators (Aebischer and Ewald, 2004; Tapper et al., 1996). Little is known, however, about the effects of some management actions. Such is the case with water troughs (WT), a widespread management action used in areas of Spain where drought periods are common (Gaudioso et al., 2010). While some attention has been paid

* Corresponding author. Tel.: +34 987 29 12 44; fax: +34 987 29 11 87.
E-mail address: csang@unileon.es (C. Sánchez-García).

to the spatial distribution of red-legged partridges in relation to water sources (Borrallho et al., 1998) and the effects of shrub cover and fencing on WT use (Gaudioso et al., 2010), more research is needed to assess the importance of surface water for this species.

For example, it is unclear how climatic conditions influence partridge watering patterns and use of water sources. Furthermore, although previous research has demonstrated that water-site selection is related to cover (Gaudioso et al., 2010), more detailed studies are needed to understand its influence on behavioural patterns, as it is known that anti-predator behaviour can be modulated by covey size and distance to cover (Caraco et al., 1980; Elgar, 1989). Additionally, because water sources can be associated with increased predation risk for wildlife (Valeix et al., 2009), many gamekeepers suggest that increased predation risk at water sources prevents use by broods which are especially vulnerable to predation (Duarte et al., 2008).

In contrast, the use of WT has been well studied in wild populations of chukars (*Alectoris chukar*), a closely related species of red-legged partridges. Chukars inhabit arid, mountainous regions of Asia, the Middle East, Western Europe, and after successful introductions several states of the US where they are important game birds with high socio-economic value (Christensen, 1996; Larsen et al., 2007b). Studies conducted by Larsen et al. (2010) have demonstrated that summer spatial patterning of chukars is related to water sources in some areas and that shrub canopy cover is an important variable associated with water-site selection (Larsen et al., 2007a). These authors also demonstrated that partridges showed seasonal and circadian watering patterns consistent with climatic conditions (Larsen et al., 2007a). Thus, a better understanding of the effects of climatic conditions and WT placement on watering patterns of the red-legged partridge, especially anti-predator behaviour, would increase understanding of water necessity, timing, and correct placement, which are key factors for any water trough project (Larsen et al., 2007a).

Given these unanswered questions, we studied the watering patterns of wild red-legged partridges in a typical habitat for this species in Spain using camera trapping during summer. Our study was conducted during three consecutive years (2008, 2009 and 2010) on a private property where a WT project had been underway for six years (Gaudioso et al., 2010). The aims of this research were to (1) assess climatic effects on weekly and daily watering patterns of this species, (2) investigate the influence of shrub cover on water-site selection, (3) evaluate behavioural patterns displayed by partridges when using WT, with special attention to anti-predator behaviour, and (4) describe age and number of birds using WT.

2. Materials and methods

2.1. Study area and water trough device

This study was carried out on a private cultivated area of 308 ha in northwest Spain (lat 41°53'45"N, long 4°52'50"W, 'Finca Coto Bajo de Matallana', Valladolid province). A complete description of habitat and general

game management for this area is given in Gaudioso et al. (2010). Pair density in March (pairs ha⁻¹⁰⁰) was 13.4 in 2008, 17.6 in 2009 and 12.1 in 2010 representing higher density values compared to other non-managed areas of Spain (Ballesteros, 1998).

Similar to Gaudioso et al. (2010), 10 WT were used in this study. To understand the effect of shrub cover on WT use (Benolkin, 1988; Larsen et al., 2007a), WT were distributed in pairs separated by a distance of 50 m at five different locations. One water trough was located in an open area and the other underneath a shrub that provided cover for visiting partridges (see methods in Gaudioso et al., 2010). The shrubs at the protected troughs had an average height of 2.2 ± 0.8 m (SE) and covered circular areas with 3–5 m radii centred at the water source. They included brambles *Rubus idaeus*, rock roses *Cistus albidus*, and brooms *Cytisus scoparius*.

2.2. Data collection

According to values of temperature and humidity recorded by a weather station located in the study area (Urbaso S.L., Spain) and data available at www.fieldclimate.com, the summer season (June–September) is the driest period throughout the year (temperatures above 35 °C and limited rainfall), though the drought season usually extends until October. In addition, field observations in the study area during the previous 15 years (Pérez, 2006) suggest that hatching of wild red-legged partridges occurs in June, depending on climate conditions. Consequently, data collection was carried out from 15 June to 15 October over three consecutive years (2008–2010).

One week before the beginning of the experiments, all WT were filled and tested in order to avoid water losses during the study period. Digital motion-sensing cameras (Bushnell Trailscout Pro®, Bushnell Trophy®) were placed at the WT at a distance of 1.5–3 m from the WT in order to determine wild fauna presence (Bridges and Noss, 2011). Cameras were set to operate continuously, but triggered by movement with a lag time of 30 s between successive photographs. We assumed that many birds would be photographed more than once. We used six cameras in 2008, eight in 2009 and 10 in 2010. With the aim of reporting a complete view of WT utilization, cameras were distributed in pairs (one camera at the covered WT, one camera at the uncovered WT), that were moved each week during 2008 and 2009, sampling a total of 8 and 10 weeks per WT, respectively, during these years. In 2010, cameras were placed at each WT for the duration of the sampling period. A weekly visit at each water trough was conducted in order to replace SD cards, refill water if necessary, clean and check all water trough elements. Although we tried to minimize time at the water troughs during these visits (15–20 min each), our presence could have produce disturbance to partridges and wildlife. The influence of this disturbance on our results, however, was likely small because we followed similar procedures at all water troughs and photographs were often reported within a few minutes of our visits.

Photographs were used in order to assess watering time, WT selection, red-legged partridge behaviour, and use of

WT by broods. Although partridges were photographed more than once in short periods of time, it was not possible to determine accurately the duration and frequency of visits in a day as birds were not marked. Thus, it was difficult to make unambiguous statements regarding partridge visits and it was decided that a reliable measure to evaluate WT use was to consider the total number of daily and weekly photographs.

Each photograph depicting red-legged partridge was analysed reporting: (1) time and date, (2) total number of birds (covey size), (3) number of young birds, and (4) the behaviour of each individual. Four mutually exclusive and comprehensive behaviour categories were described based on Prieto (2008) and Stokes (1962): (a) drinking, (b) vigilance (outstretched neck, upright posture and crouching behaviour), (c) feeding/dusting, and (d) movement/unknown (walking, running and any undefined behaviour). We also analysed photographs in order to assess the possible influences of covey size and shrub cover on behavioural patterns. To assess these relationships, the percentage of birds displaying different behaviours was calculated for each photograph, assuming that repeated measures were taken on the same individuals.

2.3. Statistical analyses

Due to the different sampling intensities across years, data were analysed separately for each year when possible. To examine the relationship between weekly numbers of photographs and climatic conditions (average values of air temperature, relative humidity and wind speed), we used a test of significance for Pearson's correlation coefficient (Zar, 2006). Given a likely delay in bird response to climatic conditions, we conducted these tests for both the current (same week) and previous week's (one-week lag) climate information associated with photo counts. Kolmogorov–Smirnov's one sample test was used in order to assess whether the timing of photographs was normally distributed. Possible relationships between frequency of photographs and climatic conditions were further investigated using linear regressions. Similar to Larsen et al. (2007a), mean and modal watering times and dates of use were determined using time stamps from all photographs depicting partridges.

Paired *t*-tests were used to compare the number of photographs taken at open and protected WT (Whitlock and Schluter, 2009). We used Mann–Whitney's *U*-test to compare the percentage of behaviours displayed by partridges depending on time of day, shrub cover and presence of chicks. Possible effects of shrub cover and covey size on behavioural patterns were analysed using simple linear regressions. Differences with $P < 0.05$ were considered significant and all tests were conducted using SPSS® (v. 17.0 for WINDOWS®, IBM Corporation).

3. Results

WT were used by individuals and coveys throughout the study period. Median covey size was 3 (mean 3.45), ranging from 1 to 15 partridges. A total of 397 photographs depicting broods were taken (26.5%), and the majority of young

identified were older than three weeks of age ($n = 395, 99\%$). The median brood size was 3.85 (mean 3.86), ranging from 1 to 12 chicks.

3.1. Effects of climatic conditions on weekly and daily number of photographs

A total of 1495 photographs depicting red-legged partridges were taken over the three summers: 127 in 2008, 704 in 2009 and 664 in 2010. First visits occurred on June 26, 2008; July 4, 2009; and June 28, 2010. Last visits of each year occurred on October 13, 2008; October 15, 2009; and October 11, 2010. Most photographs were taken in August and September (Fig. 1).

The weekly number of photographs was not significantly correlated with that same week's relative humidity, air temperature, or wind speed in any year (Table 1). In addition, the one week time-lagged correlations only showed that number of photographs was negatively correlated with relative humidity in 2010. Taking into account the three years, weekly number of photographs was negatively correlated with mean relative humidity, whereas no correlation was reported between photographs and mean air temperature or mean wind speed. In addition, one week time-lagged correlations did not show significant relationships between number of photographs and any of the variables studied (Table 1).

Number of photographs per day was not related to relative humidity or air temperature, though it was positively correlated with wind speed in 2010 (Table 1). All photos of red-legged partridge were reported during daylight hours (Fig. 2). The earliest was taken at 06:47 hours on 2 August 2010 and the latest at 22:06 on 6 August 2009. In 2008, most photographs were taken in the morning, from 8:00 to 10:00 hours (91%), while in 2009 and 2010 time stamps were distributed across the day, with two marked periods in the morning and afternoon (Fig. 2).

The daily number of photographs was not normally distributed for any of the years studied (2008, $D = 0.42$, $P < 0.01$; 2009, $D = 0.26$, $P < 0.01$; 2010, $D = 0.21$, $P < 0.01$), and the overall analysis showed a similar result ($D = 0.19$, $P < 0.01$). Considering all years, the median time was 11:04 hours (mean 12:53 hours) and the third quartile complete by 15:37 hours. Though photographs were recorded from early morning to late evening, most of them (54.8%) were taken from 08:00 hours to 11:00 hours (Fig. 2) and the highest number was reported between 09:00 hours and 10:00 hours. A bimodal watering pattern was observed throughout the day (especially during 2009 and 2010) with photos increasing in the morning, reduced during the middle of the day, and elevated again in the late afternoon (Fig. 2).

3.2. Influence of shrub cover on water-site selection

The use of water troughs by partridges was clearly affected by shrub presence with significantly higher numbers of photographs at protected troughs for all years (Table 1). No photos were taken at two open water troughs during the study and a low number of photos (range 3–70) were recorded at the other three. Furthermore, all

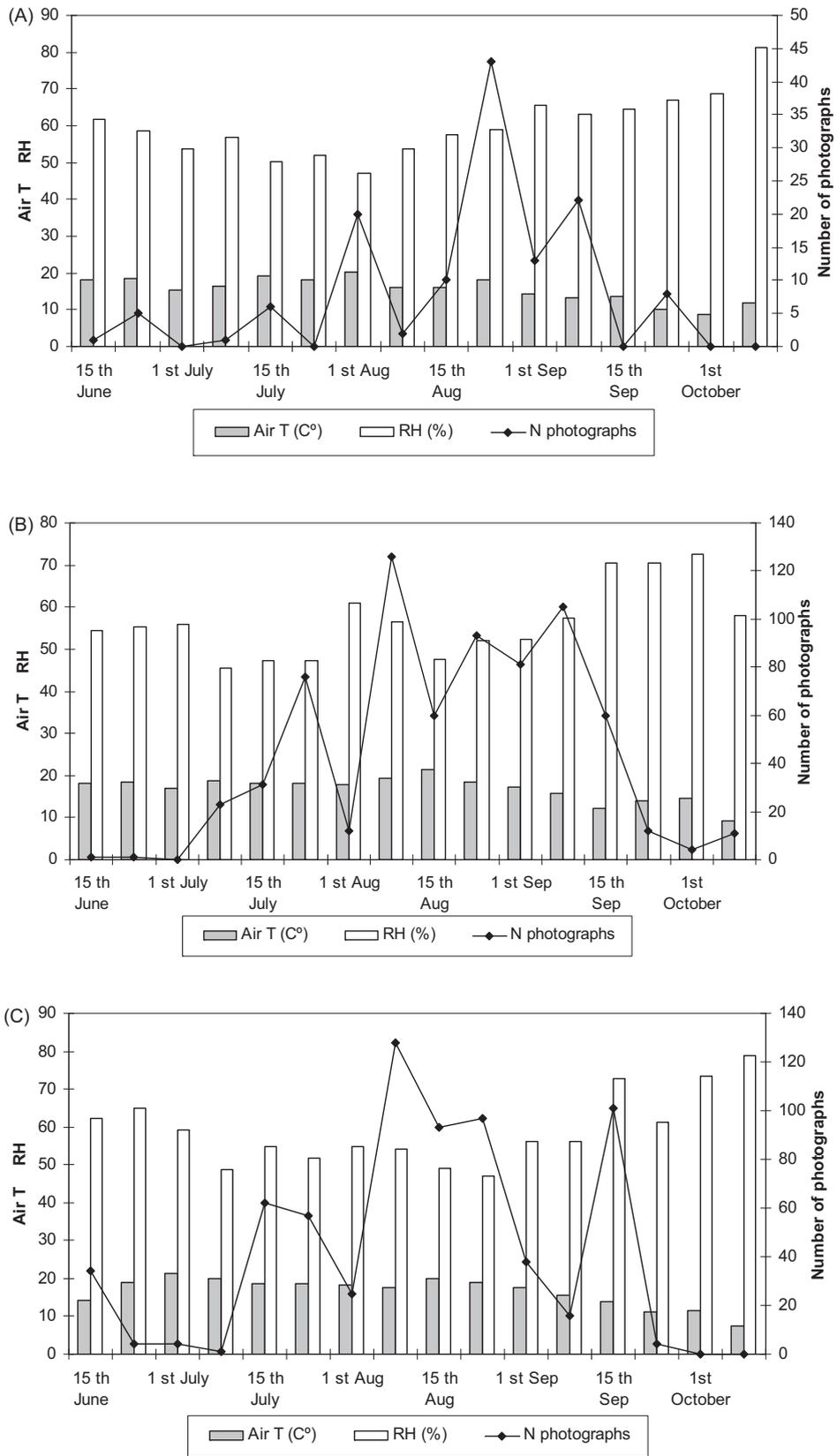


Fig. 1. Weekly number of photographs in relation to weekly average air temperature (Air T) and relative humidity (RH) in 2008 (1A), 2009 (1B) and 2010 (1C).

Table 1

Correlations and one week time-lagged correlations (in italics) between number of photographs and weather conditions during the study period (degrees of freedom for r values = 1, 15). Correlations between daily number of photographs and weather conditions (degrees of freedom for r values = 1, 23) and comparison between number of photographs taken between open and protected WT after using the t -test.

	2008		2009		2010		Overall	
Weekly number of photographs								
Relative humidity (%)	$r = -0.15$	$P = 0.57$	$r = -0.24$	$P = 0.36$	$r = -0.35$	$P = 0.17$	$r = -0.48$	$P < 0.05$
	<i>$r = 0.14$</i>	<i>$P = 0.59$</i>	<i>$r = 0.11$</i>	<i>$P = 0.67$</i>	<i>$r = -0.48$</i>	<i>$P < 0.05$</i>	<i>$r = -0.14$</i>	<i>$P = 0.60$</i>
Air temperature (°C)	$r = 0.24$	$P = 0.35$	$r = 0.25$	$P = 0.34$	$r = 0.28$	$P = 0.28$	$r = 0.21$	$P = 0.42$
	<i>$r = -0.19$</i>	<i>$P = 0.47$</i>	<i>$r = 0.06$</i>	<i>$P = 0.8$</i>	<i>$r = 0.21$</i>	<i>$P = 0.42$</i>	<i>$r = 0.02$</i>	<i>$P = 0.93$</i>
Wind speed (m/s)	$r = -0.27$	$P = 0.42$	$r = -0.16$	$P = 0.45$	$r = -0.33$	$P = 0.28$	$r = -0.2$	$P = 0.43$
	<i>$r = 0.32$</i>	<i>$P = 0.37$</i>	<i>$r = 0.09$</i>	<i>$P = 0.22$</i>	<i>$r = 0.17$</i>	<i>$P = 0.5$</i>	<i>$r = 0.66$</i>	<i>$P = 0.8$</i>
Daily number of photographs								
Relative humidity (%)	$r = 0.28$	$P = 0.17$	$r = -0.14$	$P = 0.49$	$r = -0.28$	$P = 0.17$	$r = -0.31$	$P = 0.65$
Air temperature (°C)	$r = -0.22$	$P = 0.28$	$r = 0.18$	$P = 0.37$	$r = 0.36$	$P = 0.08$	$r = 0.24$	$P = 0.42$
Wind speed (m/s)	$r = 0.14$	$P = 0.49$	$r = 0.36$	$P < 0.05$	$r = 0.66$	$P < 0.05$	$r = 0.25$	$P < 0.05$
Type of water trough								
Open	0		3		70		73	
Protected	127		701		594		1422	
P	<0.05		<0.05		<0.05		<0.05	

photographs depicting broods were taken at protected troughs ($n = 397$).

3.3. Behavioural patterns

The behaviour of partridges in 5163 images of partridges was analysed. Considering all photographs, a high percentage of behavioural was assigned to 'movement/unknown' (36.7%), whereas 'drinking' was confirmed in 24.6%, 'vigilance' in 21.3% and 'feeding/dusting' in 17.4% of images depicting partridges. When considering broods, 42.9% of photographs were classified into 'movement/unknown', 22.4% to 'drinking', 18.5% to 'vigilance' and 16.2% to

'feeding/dusting', not finding significant differences between behavioural patterns and presence of chicks for any of the behaviours considered (Table 2).

3.3.1. Effect of time of day on behavioural patterns

Although number of photographs taken across the day was not distributed normally, possible effects of time of day on behavioural patterns were investigated considering photograph timing. Thus, percentages of behaviours were studied in four periods: early morning (6:47–9:38), morning (9:39–11:04), noon–afternoon (11:05–15:37) and afternoon–evening (15:38–22:06). In 2008, the percentage of behaviours was not affected by time of day

Table 2

Percentage of behavioural patterns considering year, type of WT, brood presence and covey size.

	Drinking	Vigilance	Feeding/dusting	Movement/unknown
Year				
2008	30.9	17.8	33.7	17.6
2009	27.7	28.7	13.4	30.2
2010	20.5	15.4	19.3	44.8
Type of WT				
Open	22.0	23.1	12.7	42.2
Protected	24.8	21.3	17.4	36.5
	$Z = 0.001, P = 1$	$Z = 0.001, P = 0.98$	$Z = 0.001, P = 1$	$Z = 0.001, P = 1$
With brood				
Without brood	22.46	18.52	16.09	42.93
	25.6	23.5	17.97	32.93
	$Z = 0.001, P = 1$	$Z = 0.001, P = 0.96$	$Z = 0.001, P = 0.98$	$Z = 0.001, P = 0.96$
Covey size				
1	25.7	25.1	9.0	40.2
2	32.4	23.6	8.1	35.9
3	26.6	23.7	13.2	36.5
4	28.7	23.0	16.0	32.3
5	24.7	22.6	19.8	32.9
6	20.5	20.5	24.7	34.3
7	23.2	14.3	26.2	36.3
8	20.0	18.8	21.4	39.8
9	18.8	18.3	19.0	43.9
10	17.1	14.7	16.2	52.0
11	3.9	23.3	10.4	62.4
12	20.0	14.0	39.0	27.0
14	0.0	7.2	0.0	92.8
15	6.6	20.0	53.4	20.0

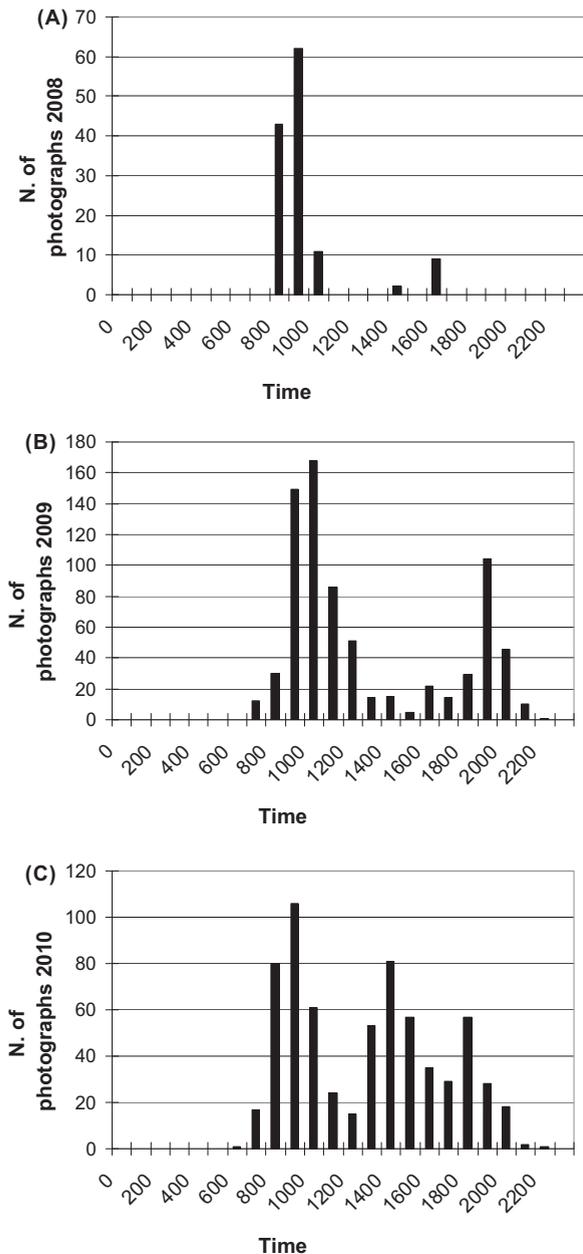


Fig. 2. Histogram of red-legged partridge daily watering patterns based on time stamps during 2008 (2A), 2009 (2B) and 2010 (2C).

(Mann–Whitney’s U -test, $Z=0.57$, $P=0.56$), and no significant differences were found between different behaviour categories ($Z=1.15$, $P=0.24$, Table 2). Similarly, during 2009 no differences were observed between percentage of behaviours, time of day ($Z=0.001$, $P=1$) and categories ($Z=-0.57$, $P=0.56$). In 2010, no significant differences were found between percentage of behaviour and time of day ($Z=0.001$, $P=0.98$), but significant differences were found between categories ($Z=2.32$, $P<0.05$, Table 2), due to the higher proportion of partridges displaying ‘movement/unknown’ behaviours.

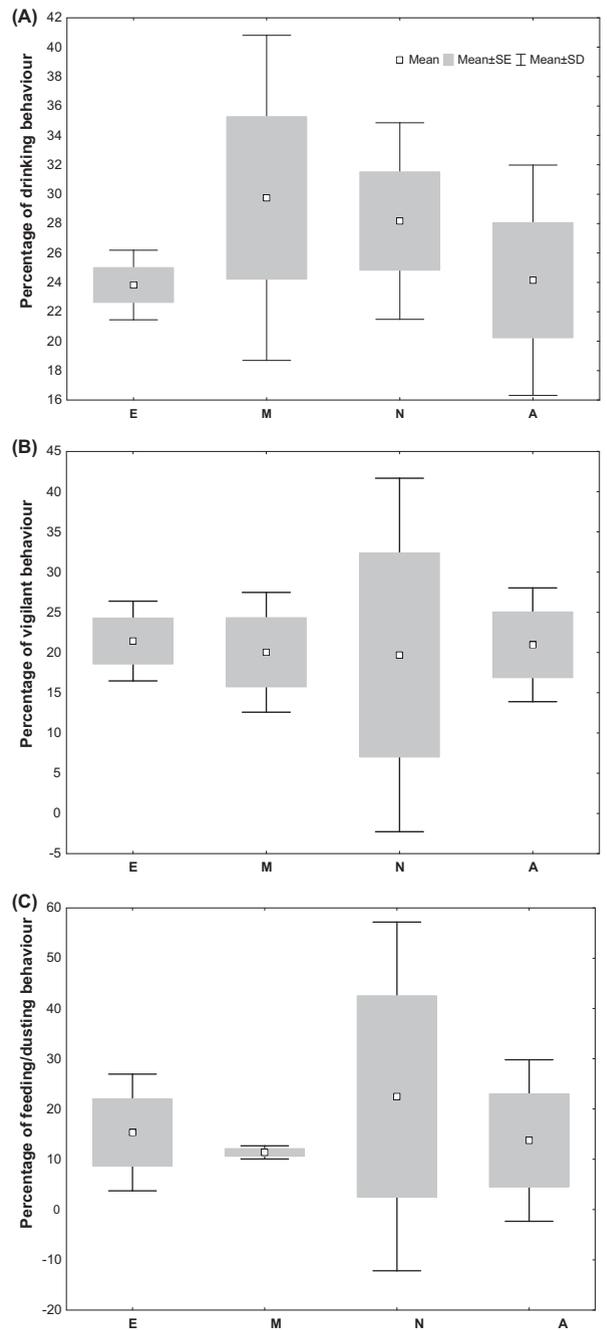


Fig. 3. Percentages of behavioural patterns displayed across the four periods considered: early morning (E), morning (M), noon-afternoon (N) and afternoon-evening (A).

Taking all years into account, drinking behaviour increased from morning to afternoon (Fig. 3), though this variation was not statistically significant ($Z=-0.65$, $P=0.51$). Conversely, no clear tendencies were observed for vigilance ($Z=0.21$, $P=0.82$), feeding/dusting ($Z=0.23$, $P=0.79$), and movement/unknown behaviours ($Z=-0.2$, $P=0.8$), as behaviours did not vary significantly across the day.

Table 3
Resulant linear functions of behaviour in relation to covey size (degrees of freedom for r values = 1, 13), covey size at open troughs (degrees of freedom for r values = 1, 6) and covey size at protected troughs (degrees of freedom for r values = 1, 13).

Behaviour (%)	Covey size	Covey size/open	Covey size/protected
Drinking	$y = 15.35 - 0.4 \times x, r = -0.86, r^2 = 0.73, P < 0.05$	$y = 3.29 + 0.03 \times x, r = 0.21, r^2 = 0.04, P = 0.63$	$y = 15.34 - 0.39 \times x, r = -0.87, r^2 = 0.76, P < 0.05$
Vigilance	$y = 18.92 - 0.58 \times x, r = -0.67, r^2 = 0.46, P < 0.05$	$y = 6 - 0.08 \times x, r = -0.46, r^2 = 0.21, P < 0.29$	$y = 18.29 - 0.55 \times x, r = -0.64, r^2 = 0.41, P < 0.05$
Feeding/dusting	$y = 4.85 + 0.14 \times x, r = 0.43, r^2 = 0.18, P = 0.12$	$y = 2.75 + 0.08 \times x, r = 0.54, r^2 = 0.3, P = 0.2$	$y = 5.8 + 0.1 \times x, r = 0.29, r^2 = 0.08, P = 0.3$
Movement/unknown	$y = 4.24 + 0.08 \times x, r = 0.32, r^2 = 0.1, P = 0.25$	$y = 5.87 - 0.04 \times x, r = -0.32, r^2 = 0.1, P = 0.47$	$y = 4.29 + 0.08 \times x, r = 0.33, r^2 = 0.1, P = 0.24$



Fig. 4. Red-legged partridge covey of 15 individuals using a protected water trough (WT) in July 2008, displaying drinking, vigilance, feeding and movement/unknown behaviours.

3.3.2. Effect of shrub cover and covey size on behavioural patterns

Due to the low number of photographs reported at open WT throughout the study, possible effects of shrub cover and covey size on behavioural patterns were studied combining all years. No significant differences were detected between percentages of behaviour and type of WT for all categories (Table 2). The percentage of birds displaying drinking and vigilance behaviours was negatively correlated with covey size, whereas feeding/dusting and movement/unknown behaviours were positively associated, though correlations were not significant (Table 2). Significant linear relationships were found between covey size and percentage of drinking and vigilant birds at protected troughs, whereas no relationship was found at open troughs (Table 3 and Fig. 4).

4. Discussion

This study confirmed, using a more accurate method of camera monitoring findings of Gaudioso et al. (2010) that red-legged partridges used WT throughout the summer months and that water-site selection was influenced by shrub cover.

One of the most relevant findings in this study was that use of WT was not immediately affected by weather conditions, as the weekly number of photographs was only correlated to the previous week's relative humidity in 2010, the same result when considering the three years together. Thus, a low number of photographs were reported during the first weeks (June–July, $>20^\circ\text{C}$ daily average temperature) in comparison to August–September, when the majority of photographs were taken. This finding is in agreement to previous results of Larsen et al. (2007a), who confirmed that intensity of WT use by chukars was not immediately a function of air temperature, suggesting that this pattern could be explained by the influence of food moisture, though this variable was not studied in our work. Perhaps, reduced moisture content in food items as summer progressed (rainfall was generally not recorded until the end of September), could result in increased need of water. In this way, it is possible that

the different number of photographs reported for each year (Fig. 1), could be attributed not only to the small number of cameras, especially in the first year, but also to variation of water availability in food items. Regardless, red-legged partridges have demonstrated use of WT from July to September in our study area, similar to the pattern described for wild chukars (Larsen et al., 2007a).

Number of photographs across the day was not normally distributed for any of the years studied and daily photo counts were not directly influenced by weather conditions, though a positive correlation was found between number of photographs and wind speed. However, our results showed a bimodal watering pattern with increasing activity during morning with the majority of photographs taken from 8:00 hours to 11:00 hours and a smaller number during the afternoon–evening. This pattern is also quite similar to that described by Larsen et al. (2007a) for chukars and Robles (1998) who studied time budgets in red-legged partridges under semi-natural rearing. Considering other studies on the diurnal time–activity budget of wild and captive red-legged partridges (Pintos et al., 1985; Prieto, 2008; Robles, 1998), we are led to believe that timing of water visits is related to daily patterns, such that WT are used mainly in the morning and evening, when birds are moving and feeding. We cannot discard the potential influences of other factors involved in watering timing, such as other wild fauna presence, particularly predators (Gaudioso et al., 2010), and human activity (Wakefield and Attum, 2005). Although no predation or disturbance events were observed, further research is needed in this area.

Regarding the effect of shrub cover, both open and protected WT were used by partridges, but we found strong evidence that water-trough selection was affected by the presence of shrubs, as partridges preferred protected troughs. These results agree with previous work from Benolkin (1988) and Larsen et al. (2007a) who suggest the elimination of surrounding shrub cover at ‘guzzlers’ (typical wildlife water developments in the US) would preclude use by partridges. For chukars, this pattern is attributed to predation risk and thermal cover; partridges avoid raptor predation when shrub cover is present (Larsen et al., 2007a) and find better temperatures (Laundenslager and Hammel, 1977). This hypothesis is likely also valid for wild red-legged partridges as they are frequently preyed by raptors (Buenestado et al., 2009; Pérez, 2006). Braza et al. (1985) and Fortuna (2002) found that pairs and broods of red-legged partridges selected shrub habitats to avoid predation. In addition, all photographs depicting broods were taken at protected WT, suggesting that partridges avoided open WT in order to protect their brood from predators. However, our results conflict with the previous study by Gaudioso et al. (2010), analysing tracks at WT as they suggested partridges preferred open troughs. In the previous study, however, the authors did not evaluate numbers of partridges using each type. Because we used camera trapping and counted photos as an index of use, our results are more accurate and strongly indicated red-legged partridges prefer shrub cover around water troughs. It is likely that partridges had followed the same pattern during previous years, as partridges’ tracks could have been removed easily by weather conditions and other fauna presence,

especially rabbits (Armenteros et al., in preparation) from protected WT. Finally, we cannot discard possible effects of water quality on watering patterns, as previous research in West Africa has found that unshaded troughs often had high levels of blue-green algae, which appeared to discourage use by vertebrates (Briand et al., 2003).

The key results from the behavioural study were that percentages of behaviour did not vary significantly between the four categories considered and behavioural patterns were not affected by brood presence. We only found a significant difference between behavioural categories in 2010, which was attributed to a higher percentage of ‘movement/unknown’ behaviours. No significant differences were found between these percentages and time of day and some categories of behaviour were modulated by covey size and shrub presence. Despite the fact that behavioural patterns were listed as unknown in a high percentage of birds (36.7%), it seems that partridges displayed these patterns in similar proportions across the day when using WT. This result is consistent with findings of Pintos et al. (1985), who suggest that while some birds feed, drink or dust, others remain vigilant. Interestingly enough, we observed a higher percentage of birds drinking in the morning and afternoon, but none of the behavioural patterns varied significantly throughout the day. We found a higher percentage of vigilant birds (overall 21.3%), in comparison to previous data of Braza et al. (1985) and Pintos et al. (1985), who reported groups from one to three vigilant males in coveys from 20 to 30 birds. Watson et al. (2007) suggested that wild grey partridges increased vigilance behaviour when animals were in risky situations such as feeding in small groups or in taller vegetation. It is possible that using WT was a risky situation for red-legged partridges in this study (Larsen et al., 2007a). Nonetheless, we did not compare behaviours at WT to those displayed during other activities not associated with WT use, such as feeding or moving. In addition, although we expected to find differences in behavioural patterns based on the presence of chicks due to the possible effects of parental-care on anti-predator behaviour (Palleroni et al., 2005), it seems that coveys displayed similar percentages of behaviour, though more research is needed as a high percentage of photographs were classified as ‘movement/unknown’. Thus, a follow-up of the present study could examine partridge behaviour patterns when birds are or are not using WT, using video cameras to increase accuracy.

The relationship between covey size and behavioural patterns was significant as an increase in covey size was associated with a reduction in the percentage of vigilant birds at protected WT, showing that vigilance rates vary according to factors such as group size and distance to protection that influence individual predation risk (Caraco et al., 1980; Elgar, 1989; Watson et al., 2007). Interestingly, we did not find the same significant relationship at open troughs, but this discrepancy may be due to the small number of photographs taken at these WT. The significant decrease in percentage of drinking birds at protected troughs could be explained by the space limitation of the WT device (described by Gaudioso et al., 2010), as we observed a maximum of 2–3 birds drinking at the same time, so the rest of the birds in a covey would ‘wait’

displaying different behaviours while their counterparts drank. Although more research is needed, the selection of protected WT and the significant decrease in percentage of vigilant birds at this type of WT, suggests that self protection may be one of the most important factors involved in water-site selection, a hypothesis suggested by Delehanty et al. (2004) for quails and Larsen et al. (2007a) for chukars.

Although some gamekeepers and rangers confirm use of WT by broods during the first week of life (Sánchez-García, personal communication), only two photographs depicting one-week old chicks were taken, and no drinking behaviour was observed. These results suggest that moisture content in food items, dew, or metabolic water combined with lower heat stress from lower temperatures and higher humidity were enough for chicks during the first weeks of life (June–July). These results are consistent with data from Larsen et al. (2007a) who reported similar patterns for chukars in western North America.

This study has implications for the welfare of farmed partridges, as our findings show the complexity of watering behaviour. In current rearing systems, water is available from the first day of life and partridges have no chance of developing typical behavioural patterns related to watering, such as spatial and anti-predator behaviours. If possible, farms should simulate natural conditions, where water-site selection matters.

5. Conclusions

Before initiating a WT project for red-legged partridge, gamekeepers and managers should consider that the use of WT by this species is not clearly associated with climatic conditions, whereas WT selection is explained by anti-predator behaviour. Significant use of free-standing water in summer did not occur until August and further research is needed to assess the relationship between moisture content in food items and use of WT. Maintenance and development of WT should take into account the watering patterns of this species. Partridges showed a circadian watering pattern, with increasing activity throughout the morning, which was consistent despite changes in weather conditions. In this study, percentages of behavioural patterns displayed when using WT did not vary significantly across the day and drinking and vigilant patterns were modulated by covey size and shrub presence. Predation risk could explain the selection of protected troughs with surrounding shrub cover. Consequently, placement of each WT must be carried out carefully to ensure high likelihood of use by partridges. Because broods frequently visited WT during the summer, they could have an impact on partridge breeding ecology and recruitment. More research is needed in this area.

Acknowledgements

This study is part of the second author's PhD Thesis, kindly supported by the Junta de Castilla y León (Spain), Excma. Diputación de León and Excma. Diputación de Valladolid (Spain). Carlos Sánchez-García received support from a post-doctoral grant from the Fundación Caja Madrid

(Spain). We are indebted to the anonymous referees who kindly reviewed this manuscript.

References

- Aebischer, N.J., Lucio, A.J., 1997. Red-legged partridge *Alectoris rufa*. In: Hagemeyer, W.J.M., Blair, M.J. (Eds.), The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A. D. Poyser, London, UK, pp. 208–209.
- Aebischer, N.J., Ewald, J.A., 2004. Managing the UK grey partridge *Perdix perdix* recovery: population change, reproduction, habitat and shooting. *Ibis* 146, 181–191.
- Alonso, M.E., Pérez, J.A., Gaudio, 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.
- Ballesteros, F., 1998. Perdiz roja. In: Las especies de caza en España. Biología, Ecología y Conservación, Estudio y Gestión del Medio. Colección Técnica, Oviedo, Spain, pp. 138–148.
- Benolkin, P., 1988. Strategic placement of artificial watering devices for use by Chukar partridge. In: Tsukamoto, G.K., Stiver, S.J. (Eds.), Proc. Wildlife Water Development Symposium. 30 November–1 December 1988, Las Vegas, Nev. Nevada Chapter The Wildl. Soc., USDI BLM, and Nevada Dept. Wildl, pp. 59–62.
- Birdlife International, 2011. Species Factsheet: *Alectoris rufa* (accessed May 2011) <http://www.birdlife.org>.
- Borrallho, R., Rito, A., Régo, F., Simões, H., Pinto, P.V., 1998. Summer distribution of red-legged partridges (*Alectoris rufa*) in relation to water availability on Mediterranean farmland. *Ibis* 140, 620–662.
- Braza, F., Alvarez, F., Pintos, R., 1985. Gregarismo de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en Doñana. *Ardeola* 32 (1), 39–47.
- Briand, J.F., Jacquet, S., Bernard, C., Humbert, J.F., 2003. Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Vet. Res.* 34, 361–377.
- Bridges, A.S., Noss, A.J., 2011. Behavior and activity patterns. In: O'Connell, A.F., et al. (Eds.), Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses. , pp. 57–68, doi:10.1007/978-4-431-99495-4.5.
- Buenestado, F.J., Ferreras, P., Blanco-Aguilar, J.A., Tortosa, F.S., Villafuerte, R., 2009. Survival and causes of mortality among wild red-legged partridges *Alectoris rufa* in Southern Spain: implications for conservation. *Ibis* 151, 720–730.
- Caraco, T., Martindale, S., Pulliam, H.R., 1980. Avian time budgets and distance to cover. *Auk* 97, 872–875.
- Casas, F., Viñuela, J., 2010. Agricultural practices or game management: which is the key to improve red-legged partridge nesting success in agricultural landscapes? *Environ. Conserv.* 37, 177–186.
- Christensen, G.C., 1996. Chukar (*Alectoris chukar*). In: Poole, A., Gill, F. (Eds.), The Birds of North America No. 258. The Academy of Natural Sciences/The American Ornithologists' Union, Philadelphia, PA/Washington, DC, pp. 1–20.
- Delehanty, D.J., Eaton, S.S., Campbell, T.G., 2004. From the field: mountain quail fidelity to guzzlers in the Mojave Desert. *Wildlife Soc. B* 32, 588–593.
- Duarte, J., Farfán, M.A., Guerrero, J.C., 2008. Importancia de la predación en el ciclo anual de la perdiz roja. In: Garrido, J.L. (Ed.), Especialista en Control de Predadores. Federación Española de Caza, Madrid, Spain, pp. 133–141.
- Elgar, M.A., 1989. Predator vigilance and group size in mammals and birds: a critical review of the empirical evidence. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 64, 13–33.
- Ewald, J.A., Aebischer, N.J., Richardson, S.M., Grice, P.V., Cooke, A.I., 2010. The effect of agri-environment schemes on grey partridges at the farm level in England. *Agric. Ecosyst. Environ.* 138, 55–63.
- Fortuna, M.A., 2002. Selección de hábitat de la perdiz roja *Alectoris rufa* en el período reproductor en relación con las características del paisaje de un agrosistema de la Mancha (España). *Ardeola* 49 (1), 59–66.
- Gaudio, V.R., Sánchez-García, C., Prieto, R., Bartolomé, D.J., Pérez, J.A., Alonso, M.E., 2010. Small game water troughs in a Spanish agrarian pseudo steppe: visits and water site choice by wild fauna. *Eur. J. Wildlife Res.* 56, 591–599.
- Larsen, R.T., Flinders, J.T., Mitchell, D.L., Perkins, E.R., Whiting, D.G., 2007a. Chukar watering patterns and water site selection. *Rangeland Ecol. Manage.* 60, 559–565.
- Larsen, R.T., Flinders, J.T., Mitchell, D.L., Perkins, E.R., Whiting, D.G., 2007b. Chukar watering patterns and water site selection. *Rangeland Ecol. Manage.* 60, 559–565.
- Larsen, R.T., Flinders, J.T., Mitchell, D.L., Perkins, E.R., Whiting, D.G., 2007b. Conservation risk of exotic chukars (*Alectoris chukar*) and their associated management: implications for a widely introduced phasianid. *Wildlife Res.* 34, 262–270.

- Larsen, R.T., Bissonette, J.A., Flinders, J.T., Hooten, M.B., Wilson, T.L., 2010. Summer spatial patterning of chukars in relation to free water in western Utah. *Landscape Ecol.* 25, 135–145.
- Laundenslager, M.L., Hammel, H.T., 1977. Environmental temperature selection by the chukar partridge, *Alectoris chukar*. *Physiol. Behav.* 19, 543–548.
- Palleroni, A., Hauser, M., Marler, P., 2005. Do responses of galliform birds vary adaptively with predator size? *Anim. Cogn.* 8, 200–210.
- Pérez, J.A., 2006. Determinación de los principales parámetros ecoetológicos de la perdiz roja (*A. rufa* L.) y su aplicación a la evaluación de animales destinados a la repoblación. Ph.D. Doctoral Thesis. Universidad de León, Spain, 406 pp.
- Pérez, J.A., Alonso, M.E., Gaudioso, J.A., Olmedo, J.A., Díez, C., Bartolomé, D.J., 2004. Use of radiotracking techniques to study a summer repopulation with red-legged partridge (*Alectoris rufa*) chicks. *Poult. Sci.* 83, 882–888.
- Pintos, R., Braza, F., Álvarez, F., 1985. Etograma de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en libertad, Doñana. *Acta Vertebrata* 12 (2), 231–250.
- Prieto, R., 2008. La perdiz roja (*Alectoris rufa*) en cautividad: etograma e influencia del sistema de emparejamiento sobre el comportamiento, bienestar y productividad. Ph.D. Thesis. Universidad de León, Spain.
- Robles R., 1998. Sistemas alternativos de cría y manejo de perdiz roja (*Alectoris rufa*) bajo condiciones naturales semicontroladas. Ph.D. Thesis. University of León.
- 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-Animal* 105, 169–183.
- Stokes, A.W., 1962. Voice and social behaviour of the chukar partridge. *Condor* 63, 111–117.
- Tapper, S.C., Potts, G.R., Brockless, M.H., 1996. The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges (*Perdix perdix*). *J. Appl. Ecol.* 33, 965–978.
- Tucker, G.M., Heath, M.F., 1994. *Birds in Europe: Their Conservation Status*. Birdlife International, Cambridge, UK (Birdlife Conservation Series no. 3).
- Valeix, M., Fritz, H., Loveridge, A.J., Davidson, Z., Hunt, J.E., Murindagomo, F., Macdonald, D.W., 2009. Does the risk of encountering lions influence African herbivore behaviour at waterholes? *Behav. Ecol. Sociobiol.* 63, 1483–1494.
- Watson, M., Aebischer, N.J., Cresswell, W., 2007. Vigilance and fitness in grey partridges *Perdix perdix*: the effects of group size and foraging-vigilance trade-offs on predation mortality. *J. Anim. Ecol.* 76, 211–221.
- Wakefield, S., Attum, O., 2005. The effects of human visits on the use of a waterhole by endangered ungulates. *J. Arid. Environ.* 65, 668–672.
- Whitlock, M., Schluter, D., 2009. *The Analysis of Biological Data*. Roberts and Company Publishers, CO.
- Zar, J.H., 2006. *Biostatistical Analysis*. Pearson Education, New Delhi, India.

*An approach to the behavioural patterns of wild rabbits
Oryctolagus cuniculus at water troughs using camera trapping*

An approach to the behavioural patterns of wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* at water troughs using camera trapping.

Abstract This study explores behavioural patterns of wild rabbits at artificial water troughs (WT), a common management action for small game species in Spain. WT were studied during three consecutive summers from 2008 to 2010 in an agricultural area of northwest Spain using camera trapping, comparing the effects of surrounding shrub cover on WT use. Rabbits used WT throughout the study period, but particularly during the months of August and September. No significant correlations were observed between the weekly number of photographs and climate conditions ($P > 0.05$). However, daily watering patterns were strongly influenced by climate variables as number of photographs increased with decreasing mean values of wind speed and air temperature. Conversely, number of photographs increased along with relative humidity. Rabbits visited water troughs during daylight hours, dusk and dawn (59%). The peak activity times were from 0500 hours to 0900 hours (48%), with limited use from 1200 hours to 1700 hours. WT use was influenced by the presence of surrounding vegetation at water troughs ($P > 0.05$); more than 99% of photographs were taken at water troughs surrounded by shrub cover. We analyzed 3,027 photos and mainly classified behaviour into ‘movement/unknown’ (62.6%), ‘drinking’ (16.7%), ‘vigilance’ (10%), ‘feeding-digging’ (8%) and ‘grooming’ (2.7%). Although rabbits can endure extended drought periods without drinking, they used WT during the summer, showing a circadian pattern at WT related to daily climate conditions and anti-predatory strategies. More research is needed in this area.

Key words: Camera trapping, Cover, Game management, Water troughs, Wild rabbit

Introduction

During the last decades, some efforts have been done in order to improve management traits of small game species in Spain, as these species play an important role in Iberian ecosystems and hunting is a crucial economic activity in many rural areas (Virgós et al. 2007; Arroyo et al. 2012). This is the case of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*), a key-stone species for Mediterranean ecosystems (Delibes-Mateos et al. 2008a).

Considering factors that led to wild rabbits decline (Villafuerte and Delibes-Mateos 2002; Moreno et al. 2007; Williams et al. 2007), research projects have studied the effects of preventive campaigns against rabbit hemorrhagic disease (RHD) and Myxomatosis (Calvete et al. 2004; Cabezas et al. 2006), sustainable restocking programs and hunting strategies (Angulo and Villafuerte 2003) and habitat improvement (Virgós et al. 2003). However, it seems that wild rabbit recovery programs are highly context-dependent and a combination of management actions are required to restore original populations (Rouco et al. 2008).

One of the most widespread habitat tools for the benefit of small game species in Spain are water troughs (WT) (Delibes-Mateos et al. 2008b; Arroyo et al. 2012), which can be defined as artificial free-standing water for wild fauna. Thus, many game preserves build and maintain WT with the aim of increasing water availability during summer, the driest period of the year on the Iberian Peninsula. However, WT are frequently designed for red-legged partridges' *Alectoris rufa* populations, not being typically aimed at wild rabbits as water availability is not among the main constraints for this species. It is known that wild rabbits can endure extended drought periods (Hayward 1961; Cooke, 1982) and distance to drinking water does not affect rabbit abundance in any season in Central Spain (Rueda et al. 2008), but many gamekeepers and wildlife managers claim that rabbits use WT frequently when free-standing water is scarce. Research of the effects of weather conditions and placement of WT on watering patterns of the species could improve the understanding of the possible benefits (if any) of WT on wild rabbits.

We studied watering patterns of wild rabbits using camera trapping during summer months from 2008 to 2010 on a private property in north-western Spain where a WT project has been conducted since 2002 (Gaudioso et al. 2010). The objectives of this research were, (1) to determine summer and daily activity patterns of the wild rabbit around WT, (2) to investigate the effect of shrub cover on WT use and (3) to describe behavioural patterns displayed by wild rabbits when visiting WT.

We expected rabbits to use WT during the hottest and driest periods of the summer and show weekly watering patterns related to climate conditions. Moreover, we anticipated wild rabbits would select water sources with high shrub cover and presumed reduced predation risk.

Materials and methods

Study area

This study was conducted on a private cultivated area of 308 ha in northwest Spain (lat 41° 53' 45"N, long 4° 52' 50"W, 'Finca Coto Bajo de Matallana', Valladolid province). A complete description of habitat and general game management practices is given in Gaudioso et al. (2010).

Due to repeated outbreaks of Myxomatosis and RHD, wild rabbits become locally extinct in the late 1980s. A re-establishment program was carried out from 1995 to 2002 (Díez et al. 2004), using translocated rabbits established in artificial warrens (Fernández-Olalla et al. 2010). The density of wild rabbits was estimated every year before summer with the Kelker method (Gortázar et al. 2002), using the formula $D = n/(2L \cdot W)$, where 'D' is the animals density per hectare, 'n' is the number of animals seen inside a 50 m counting strip and 'LW' is the surface of the counting strip in 50 ha units. All rabbits were counted and their location was recorded on 1:5,000 maps, discarding observations outside the limits of the study area. In 2008, 27 active warrens were detected and rabbits occupied 70% of the study site. The wild rabbit density (rabbits.ha⁻¹) was estimated at 2.1 in 2008, 3.4 in 2009 and 1.36 in 2010.

Water development device

We used the same methodology of a previous WT project for small game species (Gaudioso et al. 2010; Sánchez-García et al. 2012), studying 10 WT in five pairs situated at different locations. To assess the possible effects of shrub cover on WT use, each WT had two water troughs with a distance of 50 m between them. One water trough was called 'open' and the other 'protected'. The shrub around the protected troughs covered the area of a circle centred at the water source with a radius of 3–5 m. Specific species included brambles (*Rubus idaeus*), rockroses (*Cistus albidus*), and brooms (*Cytisus scoparius*) with average shrub height across sites at 2.2 m \pm 0.8 (SE). A metallic fence with a height of 1.5 m and 20 cm² entrances was set at all WT in order to prevent use by big mammals and livestock. In a previous study it had been demonstrated that fencing did not preclude the use by small game species (Gaudioso et al. 2010).

Data collection

Data collection was carried out from 15 June to 15 October of each year. This is the driest period of the year with limited rainfall, temperatures that could reach 35°C and relative humidity under 60% based on values recorded at a weather station in the study site (Urbaso S.L. Spain). One week before the beginning of the protocol all WT were filled and tested in order to avoid water losses during the study period.

We used digital motion-sensing cameras (Bushnell Trailscout Pro©, Bushnell Trophy©) placed at a distance of 1.5-3 m from the WT to photograph wild fauna visiting WTs (Bridges and Noss 2011). We started with six cameras in 2008, eight in 2009 and 10 in 2010. All cameras were set in summer time (daylight saving time). During the first two years (2008 and 2009) cameras were randomly moved weekly, sampling a total of eight and 10 weeks respectively in each WT respectively. As Sánchez-García et al. (2012) did for the red-legged partridge at the same area,

cameras were set to operate continuously, but were triggered by movement with a lag time of 30 seconds between successive photographs.

Wild rabbits were not marked, so it was assumed that the same rabbits would be photographed more than once. To avoid unambiguous statements regarding to the number of visits, each photograph depicting rabbits was considered a separate event.

Photographs were analyzed to determine watering times, use of water troughs and wild rabbit behaviour. Each photograph depicting wild rabbits was analysed reporting: (1) time and date stamps, (2) total number of rabbits and (3) the behaviour of each individual. Although there was a variation on day length across the study period (15 hours in June and 11 hours in October), we did not grouped photographs in blocks of time for the analysis, due to the small sample size and the short period of time studied.

Behavioural patterns were classified into five categories designed to be mutually exclusive and comprehensive, including a) drinking, b) vigilance, c) feeding-digging, d) grooming and, e) movement and non-defined behaviour (walking, running, exploring and any undefined behaviour). Considering the photograph quality, no rabbit age determination was carried out.

Statistical analysis

Considering that a different number of cameras were used each year and then sampling intensity was not equal, data were analyzed separately for each year. Climate data was downloaded from the weather station located in the study area (www.fieldclimate.com).

A test of significance for Pearson's correlation coefficient was used in order to compare the weekly and daily climatic conditions (average values of air temperature, relative humidity and wind speed) and number of photographs taken at each WT each week and during each hour fraction. Understanding that wild rabbits could show a delayed response to weather, one week time-lagged correlations were also carried out when considering weeks (Zar 2006).

Paired t-test was used to assess possible differences in number of photos between open and protected water troughs (Whitlock and Schluter 2009). Kolmogorov–Smirnov’s one sample test (K-S) was used in order to assess whether the timing of photographs was normally distributed and following the methods of Sánchez-García et al. (2012), mean and modal watering times and dates of use were determined using time stamps from all photographs depicting wild rabbits. Finally, the Mann–Whitney’s U-test was used to compare the percentage of behaviours displayed by wild rabbits depending on the number of rabbits taken in each photograph. Differences with $P < 0.05$ were considered significant and all test were carried out using SPSS® (v. 17.0 for WINDOWS®, IBM Corporation®).

Results

Effects of climatic conditions on weekly and daily number of photographs

Over the 3-year study period, we obtained 3,027 photographs depicting wild rabbits including 268 in 2008, 390 in 2009 and 2,369 in 2010. First photographs were taken on June 15, 2008; June 30, 2009; and June 15, 2010. Last photographs of each year occurred on October 13, 2008; October 3, 2009; and October 11, 2010. The camera trapping efficiency (photos per year/number of cameras per year) was 44.66 in 2008, 48.75 in 2009 and 236.9 in 2010.

In 2008, the weekly number of photographs was negatively correlated with that same week’s relative humidity, not showing any significant correlation with air temperature and wind speed. The one week time-lagged correlations did not show any relationship between the number of photographs and the variables considered (Table 1). During 2009, the weekly number of photographs was positively correlated with air temperature and negatively correlated to relative humidity, being the wind speed negatively correlated after using the one week time-lagged correlation. In 2010, the same week and one week time-lagged correlations did not show significant relationships between number of photographs and any of the variables studied (Table 1).

Considering all years, the weekly number of photographs was low during the first and last weeks of the study, but each year showed a different pattern (Figure 1). In 2008 a peak on the number of photographs was observed in August, with no clear tendency until the end of data collection. During 2009, two peaks were observed at the end of July and mid August, and in 2010 a peak was reported in mid August, remaining high until September (Figure 1 a, b & c).

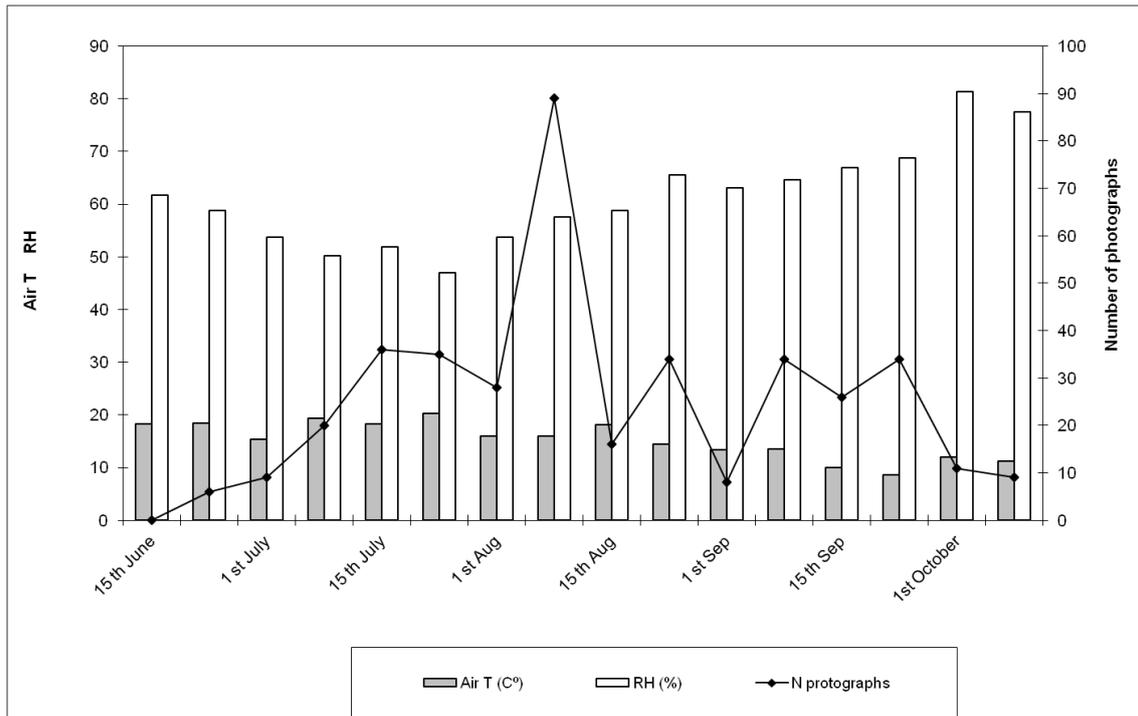


Fig 1a: Number of photographs and climatic variables studied in 2008.

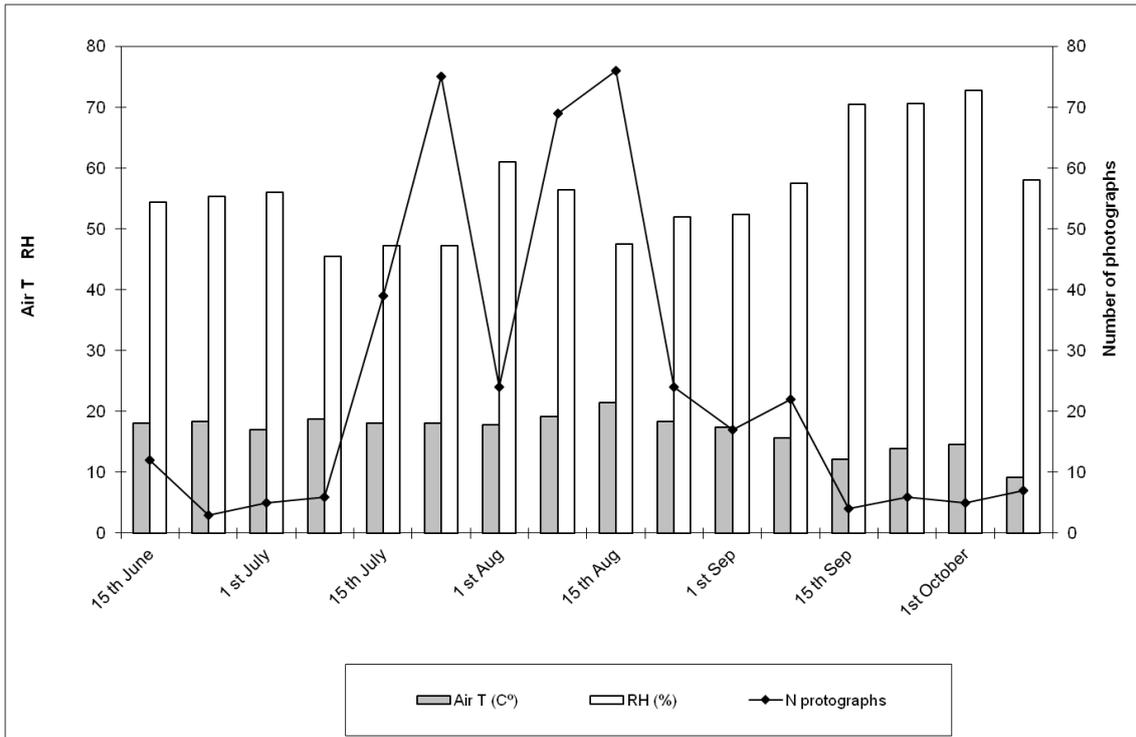


Fig 1b: Number of photographs and climatic variables studied in 2009.

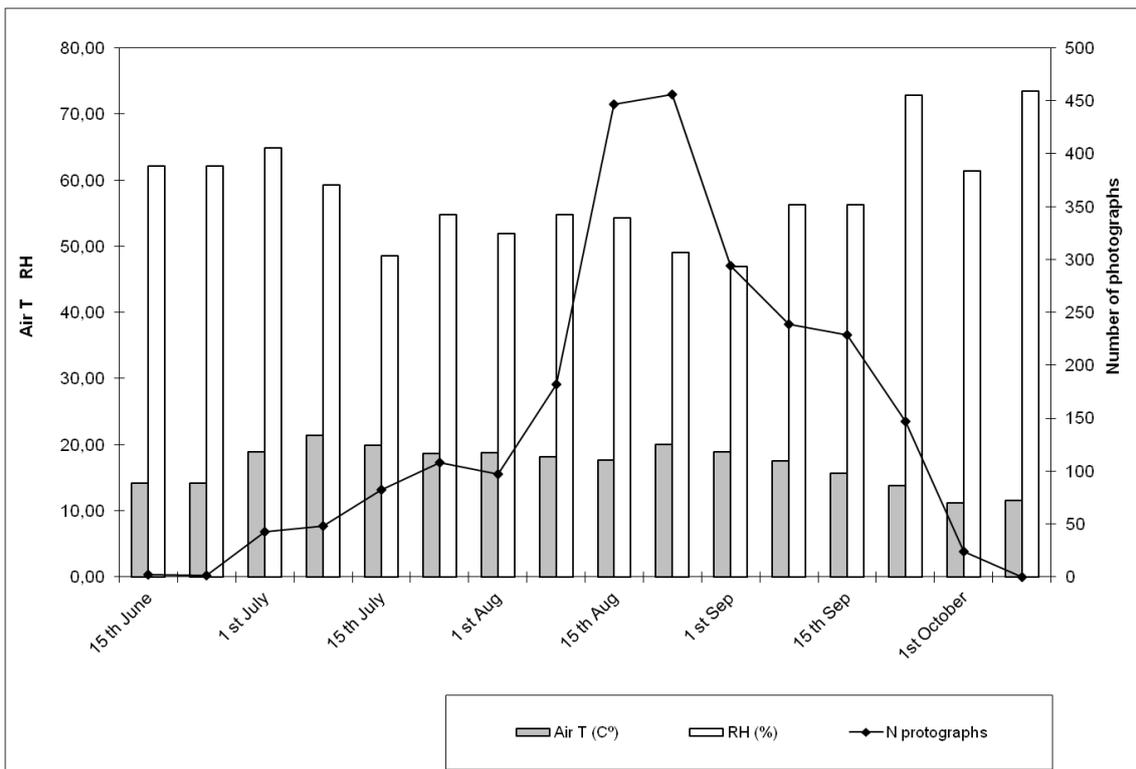


Fig 1c: Number of photographs and climatic variables studied in 2010.

	2008		2009		2010	
Air temperature (C°)	<i>r = 0.2</i>	<i>P = 0.45</i>	<i>r = 0.56</i>	<i>P < 0.05</i>	<i>r = - 0.03</i>	<i>P = 0.88</i>
	<i>r = - 0.001</i>	<i>P = 0.98</i>	<i>r = 0.42</i>	<i>P = 0.1</i>	<i>r = - 0.33</i>	<i>P = 0.31</i>
Relative humidity (%)	<i>r = - 0.48</i>	<i>P < 0.05</i>	<i>r = - 0.49</i>	<i>P < 0.05</i>	<i>r = - 0.06</i>	<i>P = 0.83</i>
	<i>r = - 0.23</i>	<i>P = 0.38</i>	<i>r = - 0.21</i>	<i>P = 0.41</i>	<i>r = - 0.06</i>	<i>P = 0.83</i>
Wind speed (m/s)	<i>r = 0.18</i>	<i>P = 0.48</i>	<i>r = 0.04</i>	<i>P = 0.85</i>	<i>r = 0.26</i>	<i>P = 0.43</i>
	<i>r = 0.21</i>	<i>P = 0.43</i>	<i>r = - 0.31</i>	<i>P < 0.05</i>	<i>r = 0.26</i>	<i>P = 0.43</i>
Type of WT	Open	Protected	Open	Protected	Open	Protected
	0	268	18	372	0	2369
	<i>P < 0.05</i>		<i>P < 0.05</i>		<i>P < 0.05</i>	

Table 1. Correlations and one week time-lagged correlations (in italics) between number of photographs and weather conditions during the study period considering weeks (degrees of freedom for r values = 1, 15). Comparison between number of photographs taken at open and protected WT after using the t-test

In 2008, daily number of photos was distributed largely in two time periods from 06:00 hours to 09:00 hours (46%) and from 19:00 hours to 00:00 hours (38.4%) with the number of photographs from 10:00 hours to 18:00 hours very low. For this year, the median visit was 08:40 hours (mean 11:35 hours) and the third quartile was 20:37 hours. Timing of photographs was not normally distributed after using the K-S test ($D = 0.2$, $P < 0.01$). The number of photographs taken per hour was positively correlated to humidity, and negatively correlated to air temperature and wind speed (Table 2). In 2009, photographs were concentrated from 08:00 hours to 10:00 hours (42%), with the majority of photographs taken from 20:00 hours to 11:00 hours (94%). The median visit was 08:59 hours (mean 09:19 hours) and the third quartile was 22:49 hours. The K-S test did not show normality on the timing of photographs ($D = 0.19$, $P < 0.01$). As observed for the previous year, number of photographs taken per hour was positively correlated to humidity, and negatively correlated to air temperature and wind speed (Table 2).

For the last year, a similar pattern was observed, as the majority of photos were taken from 20:00 hours to 11:00 hours (90%), with a peak from 04:00 hours to 10:00 hours (59.9%). The median visit was 08:59 hours (mean 09:19 hours) and the third quartile was 22:49 hours. Again, the number of photographs taken per hour was positively correlated to humidity, and negatively correlated to air temperature and wind speed (Table 2).

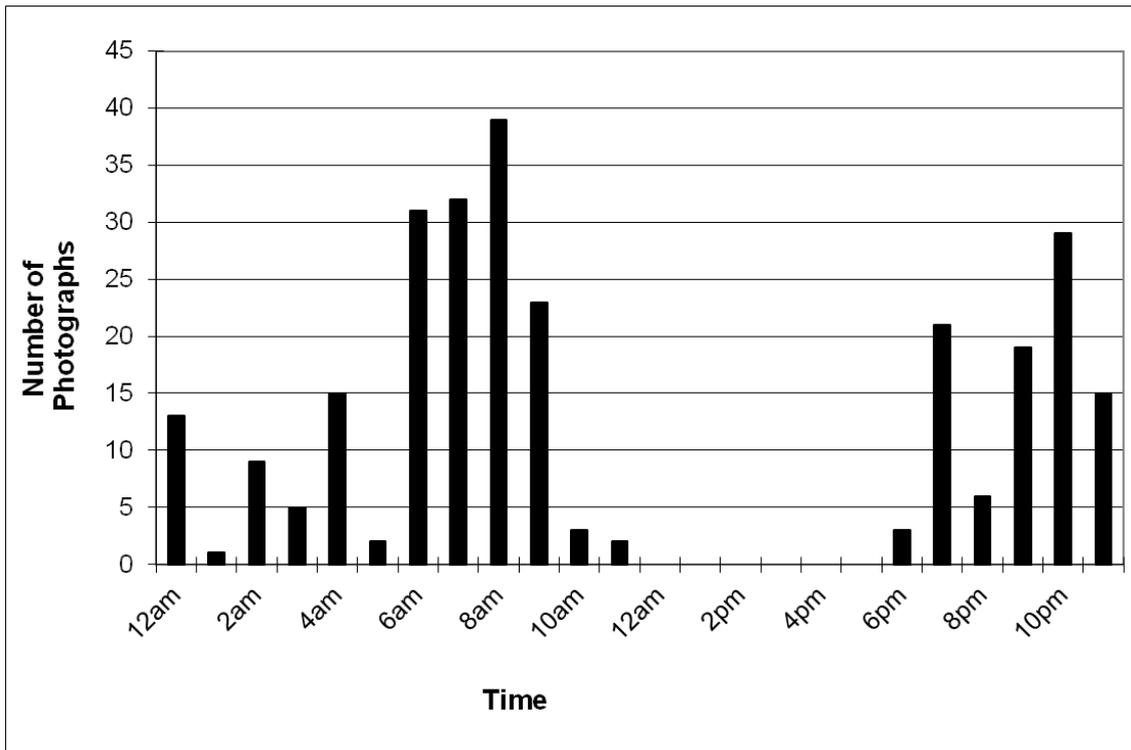


Fig 2a: Number of photographs per hour in 2008.

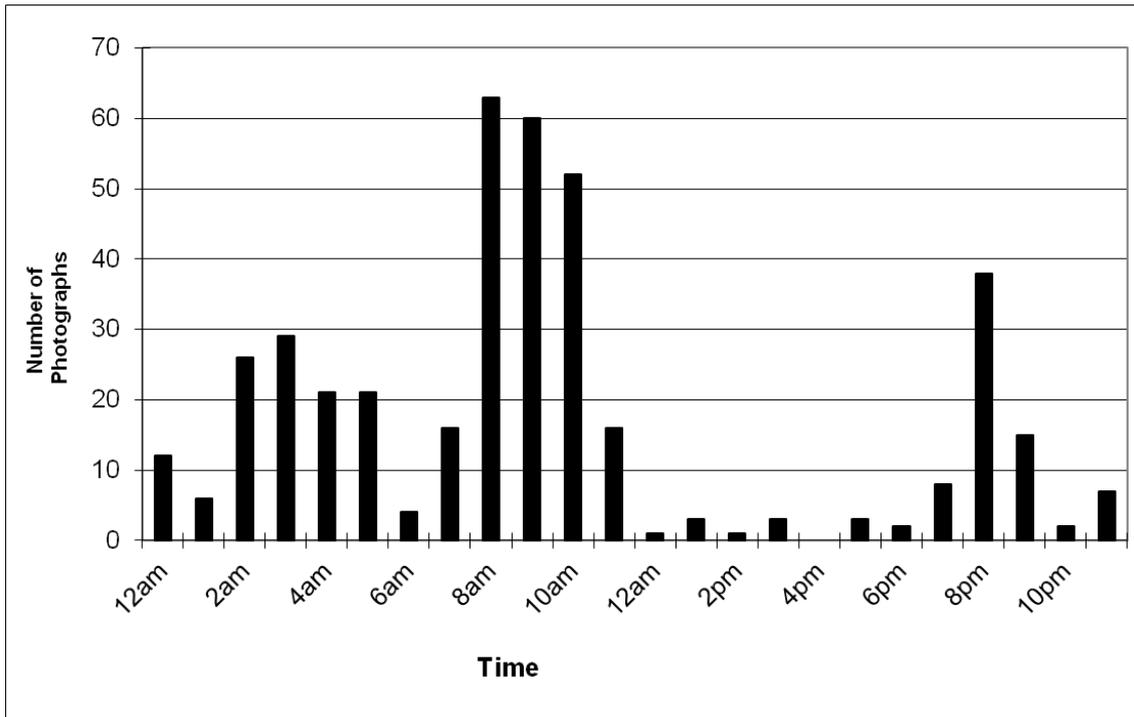


Fig 2b: Number of photographs per hour in 2009.

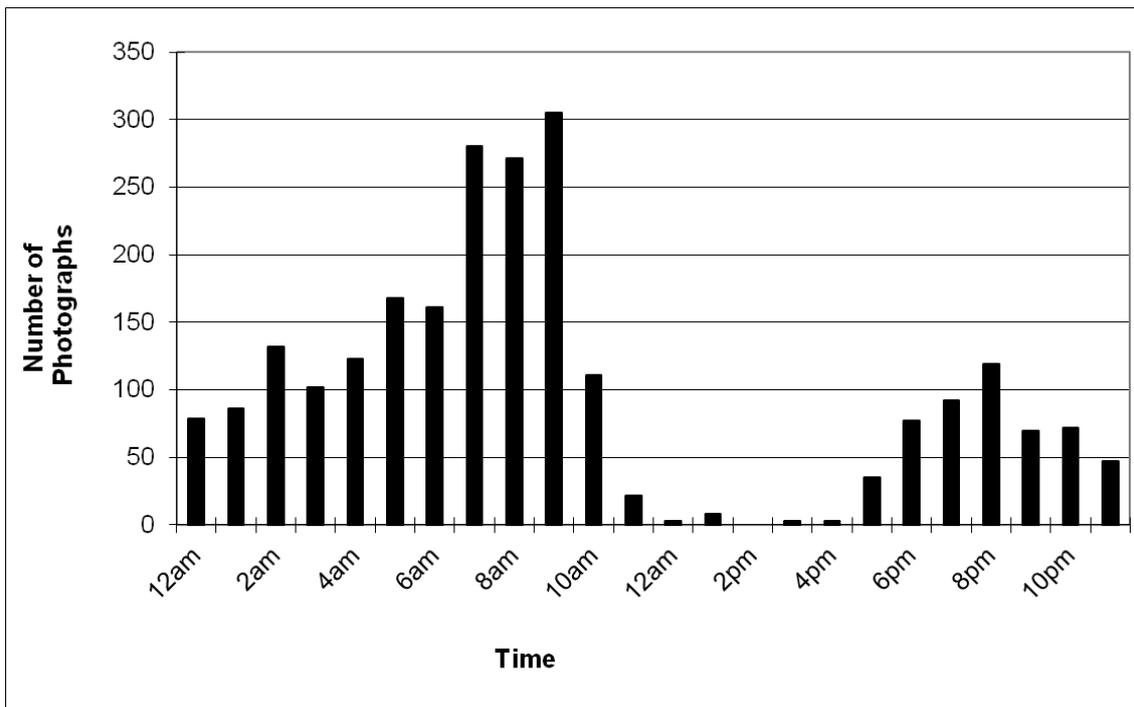


Fig 2c: Number of photographs per hour in 2010.

	2008		2009		2010	
Air temperature (C°)	r = - 0.53	P < 0.05	r = - 0.41	P < 0.05	r = - 0.7	P < 0.05
Relative humidity (%)	r = 0.52	P < 0.05	r = 0.44	P < 0.05	r = 0.72	P < 0.05
Wind speed (m/s)	r = - 0.39	P = 0.07	r = - 0.22	P = 0.28	r = - 0.67	P < 0.05

Table 2. Correlations between daily number of photographs and weather conditions during the study (degrees of freedom for r values = 1, 23)

Effects of shrub cover on the use of WT

The paired t-test showed a higher number of photographs at protected troughs for each of the three years ($P < 0.05$, Table 1). The number of photographs was very low at the open WT ($n = 18$) in comparison to protected WT ($n = 3,009$). In 2008 and 2010, rabbits were photographed only at the protected WT, while in 2009 rabbits were photographed at all protected WT and four open WT.

Behavioural patterns

Considering all photographs, median rabbit group size per photograph was 1 (mean 1.21), ranging from 1 to 5 rabbits (Figure 3). Classification of photographs into behavioural categories showed most of the 4,432 rabbits displaying ‘movement/unknown’ behaviour (62.6%) with smaller percentages showing ‘drinking’ (16.7%), ‘vigilance’ (10%), ‘feeding-digging’ (8%) and ‘grooming’ (2.7%). ‘Movement/unknown’ was the most frequent pattern observed (Table 2), not being affected by year ($Z = 0.57$, asymptotic P value = 0.56), or number of rabbits ($Z = - 0.44$, $P = 0.66$). ‘Drinking’ did not vary across years ($Z = 0.59$, $P = 0.57$) and was not influenced by number of rabbits ($Z = - 0.21$, $P = 0.82$). Percentage of rabbits showing ‘vigilance’ was not affected by year ($Z = - 1.77$, $P = 0.08$) or number of rabbits ($Z = - 0.01$, $P = 0.99$). No significant differences were found for ‘feeding’ between years ($Z = - 0.29$, $P = 0.77$),

though the percentage of rabbits showing this behaviour was lower when more than two rabbits occurred in photographs ($Z = 2.08, P < 0.05$). The ‘digging/grooming’ behaviour, which was observed at a minor rate, was not influenced by year ($Z = - 1.15, P = 0.24$) or number of rabbits ($Z = - 0.44, P = 0.66$).

Year	N	Drink	Vigilance	Mov/Unk	Feeding/Dig	Grooming	Rabbits
2008	All	18	9	63	8	2	480
	1	23	13	49	13	2	292
	2	17	13	57	9	4	182
	3	17	0	83	0	0	6
2009	All	18	16	52	10	4	865
	1	14	16	52	13	5	563
	2	22	15	52	8	3	302
2010	All	14	5	73	6	2	3087
	1	9	5	69	13	4	1798
	2	13	10	68	6	3	924
	3	22	5	69	3	1	288
	4	26	2	61	8	3	72
	5	0	0	100	0	0	5
Overall		16.7	10	62.6	8	2.7	4432

Table 3. Percentage of behaviours considering year and number of rabbits (N) in photographs. Number of rabbits analyzed is also given



Figure 3: A couple of rabbits using the water troughs (WT)

Discussion

As it was previously demonstrated by Gaudioso et al. (2010) using different methodology at the same study site, wild rabbits used WT throughout the three summers, with a higher number of photographs reported at day, dusk and dawn in comparison to night-time hours with most of the photographs taken at protected WT. In agreement to Lee et al. (2010), who studied activity patterns of Pygmy rabbits *Brachylagus idahoensis* with the same methodology, wild rabbits seemed not to be affected by the presence of cameras.

Except for the second year (2009), correlations and time-lagged correlations did not indicate that the weekly use of WT by rabbits was clearly associated with values of air temperature, relative humidity or wind speed (Figure 1). Although food moisture was not studied, it seems that rabbits did not use WT when food moisture content was enough for their requirements, a

fact demonstrated in small species of birds (Degen et al. 1984). This fact could be attributed by the existing strips of game crops distributed throughout the property and delayed crop harvesting (end of June), resulting in quality herbaceous communities. However, our study was carried out in summer and further research should investigate possible water necessity throughout the year. We cannot discard the influence of other factors in seasonal watering patterns, such as the presence of other species at WT (Rosenstock et al. 1999). Interestingly, during the year in which rabbit density was at its lowest (2010), camera trapping efficiency was at its highest. This fact could be explained by the same individuals triggering cameras for extended periods of time, which was one of the limitations of the study.

Despite the fact that wild rabbits were not marked and a high proportion of photographs were taken of the same individuals, overall results demonstrate a marked activity pattern at WT during day time hours. Most photographs were taken from 05:00 hours to 09:00 hours (Figure 2) and significant correlations were found between rabbit activity and climate variables considered. In general, activity around WT increased with decreasing mean values of air temperature and wind speed, while the number of photographs tended to be higher when relative humidity was increased. Our results are in accordance with Díez (2005), who demonstrated the effects of climate on circadian patterns of captive wild rabbits in the same area, though in that study watering patterns were not studied. Thus, activity is likely related to weather conditions, which agrees with the assumption that rabbits keep inactive during harsh conditions (Eisermann et al. 1993; Villafuerte et al. 1993; Lee et al. 2010). Interestingly enough, photographs were taken mainly during day, dusk and dawn (59%), in contrast to the relation between darkness and rabbit activity highlighted by Mykytowycz and Rowley (1958) and Wallage-Drees (1989). However, rabbit behaviour in this study was not as well documented as in these studies and perhaps rabbits were also affected by the predator community at our study site (mainly generalist predators, see Gaudioso et al. 2010) that do not depend solely on the rabbit, making it less risky for the animals to adventure later on during daylight hours.

Although social organisation of wild rabbits is mainly based on polygynous groups (Cowan 1987) and group size is closely related to anti-predator behaviour (Villafuerte and Moreno 1997), most of our photographs revealed one individual using the WT (60%). Groups of rabbits observed at the same time could be consorts and family groups, but more research is needed in order to understand this dynamic.

One of the highlights of this study was the strong influence of shrub cover on the use of WT as 99% of photographs were taken at protected troughs. Our results are in agreement to the previous study by Gaudioso et al. (2010), though a higher proportion of rabbits using open WT was reported in that study using different methodology. An interesting study carried out by Pongrácz and Altbäcker (2000) stated that the ontogeny of anti-predator responses in adult wild rabbits was affected by the predatory stimulus received; rabbits froze in the presence of raptors and fled when encountering a fox. We are led to believe that shrub cover provided a safety place for watering, which is in accordance with the importance of shrub cover and shelter for cover (Villafuerte and Moreno 1997; Monzón et al. 2004; Lombardi et al. 2007). The observation of 'vigilance' behaviour (10%) and the high predation rate attributed to raptors and the red fox *Vulpes vulpes* in our study site (Díez et al. 2004) supports the hypothesis that use of WT could be strongly related to anti-predatory strategies, though it was not possible to compare variations on this behaviour between open and protected WT due to the low number of photographs at open WT.

Although behavioural patterns were difficult to analyse, our results confirm that rabbits used the plots where WT were set not only for drinking, as 'feeding-digging' and 'grooming' were also identified. Unfortunately, the methodology used here does not allow confirming that water was the only reason why rabbits visited WT, as we did not compare rabbit activity between watered and un-watered plots. Perhaps, the thermal cover provided by shrub and herbaceous presence attracted rabbits, a fact suggested in the chukar partridge *Alectoris chukar* (Larsen et al. 2007). Red-legged partridges, which were studied at the same time (Sánchez-García et al. 2012), also showed a higher preference for protected WT and were not highly dependent on weekly climate

conditions. Partridges showed a circadian watering pattern during daylight hours (54.8% photographs from 08:00 hours to 11:00 hours) similar to rabbits though no photographs were taken at night. Contrary to rabbits, number of photographs depicting partridges per hour was not entirely dependent on climate conditions. As expected, a significant number of photographs depicted rabbits and red-legged partridges using WT at the same time (*Armenteros et al., in preparation*).

Data presented here provide a first approach to the activity patterns of wild rabbits at WT, but from our results it is not possible to assess if WT benefit populations of wild rabbits. Owing the proportion of photographs with more than one rabbit (40%), we cannot exclude whether these water points could have negative impacts due to animal non-natural aggregation, which could lead to disease transmission and predators attraction (De Stefano et al., 2000; Vicente et al., 2007). Although more research is needed, it is probably that wild rabbits do not benefit from WT as other species, such as the red-legged partridge.

A follow-up of this study should examine possible WT use throughout the year and the effects on population dynamics and spatial patterns of the species (Lombardi et al. 2007; Villafuerte et al., 2007). Considering that other wild fauna species use WT (Gaudioso et al. 2010), the effects of the presence of other species, especially predators, should be further investigated.

References

- Angulo E, Villafuerte R (2003) Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. *Biol Conserv* 115, 291-301
- Arroyo B, Delibes-Mateos M, Díaz-Fernández S, Viñuela J (2012) Hunting management in relation to profitability aims: red-legged partridge hunting in central Spain. *Eur J Wildl Res* 58, 847-855
- Bridges AS, Noss AJ (2011) Behavior and activity patterns. In: O'Connell AF, Nichols JD, Karanth KU (eds) *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*, Springer, New York, pp 57-68

- Cabezas S, Calvete C, Moreno S (2006) Vaccination success and body condition in the European wild rabbit: applications for conservation strategies. *J Wildl Manage* 70(4), 1125-1131
- Calvete C, Estrada R, Lucientes J, Osacar JJ, Villafuerte R (2004) Effects of vaccination against viral haemorrhagic disease and myxomatosis on long-term mortality rates of European wild rabbits. *Vet Rec* 155, 388-392
- Cooke BD (1982) Reduction of food intake and other physiological responses to a restriction of drinking water in captive wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* (L.) *Aust Wildl Res* 9, 247-252
- Cowan DP (1987) Aspects of the Social Organisation of the European Wild Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Ethology* 75, 197-210
- De Stefano S, Schmidt SL, De Vos JC (2000) Observations of predator activity at wildlife water developments in southern Arizona. *J Range Mana* 53, 255–258
- Degen AA, Pinshow B, Shaw PJ (1984) Must desert chukars (*Alectoris chukar sinaica*) drink water? Water influx and body mass changes in response to dietary water content. *Auk* 101, 47–52.
- Delibes-Mateos M, Delibes M, Ferreras P, Villafuerte R (2008a) Key role of European rabbits in the conservation of the western Mediterranean Basin hotspot. *Conserv Biol* 22, 1106-1117
- Delibes-Mateos M, Ferreras P, Villafuerte R (2008b) Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain. *Biodivers Conserv* 17, 559-574.
- Díez C (2005) Análisis de los biorritmos de actividad del conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*, L. 1758) en condiciones de semilibertad . PhD Thesis. Universidad de León, Spain.
- Díez C, Pérez JA, Prieto R, Bartolomé D, Gaudioso V, Alonso ME (2004) In: Resultados de Plan de Experimentación Agraria (Ganadería) (Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León, ed), Plan de repoblación de conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) en dos ecosistemas diferentes de Castilla y León: montaña de León y meseta castellana, Valladolid (Spain), pp 53-66
- Eiserman K, Meier B, Khaschei MV, Holst D (1993) Ethophysiological responses to overwinter food shortage in wild European rabbit. *Physiol Behav* 54, 973-980

- Fernández-Olalla M, Martínez-Jauregui M, Guil F, Miguel-Ayanz A (2010) Provision of artificial warrens as a means to enhance native wild rabbit populations: what type of warren and where should they be sited? *Eur J Wildl Res* 56, 829-837
- Gaudioso VR, Sánchez-García C, Prieto R, Bartolomé DJ, Pérez JA, Alonso, ME (2010) Small game water troughs in a Spanish agrarian pseudo steppe: visits and water site choice by wild fauna. *Eur J Wildl Res* 56, 591-599
- Gortázar C, Villafuerte R, Escudero MA, Marco J (2002) Postbreeding densities of the Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*) in agrosystems: A large-scale study in Aragon, Northeastern Spain. *Z. Jagdwiss* 48, 94–101
- Hayward JS (1961). The ability of the wild rabbit to survive conditions of water restriction. *CSIRO Wildl Res* 6, 160-175
- Larsen RT, Flinders JT, Mitchell DL, Perkins ER, Whiting DG (2007) Chukar watering patterns and water site selection. *Rangeland Ecol Manag* 60, 559–565
- Lee JL, Larsen RT, Flinders JT, Eggett DL (2010) Daily and seasonal patterns of activity at pygmy rabbit burrows in Utah. *West N Am Naturalist* 70(2), 189–197
- Lombardi L, Fernández N, Moreno S (2007) Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments. *Basic Appl Ecol* 8, 453-463
- Moreno S, Villafuerte R (1995) Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biol Conserv* 73, 81–85
- Monzón A, Fernandes P, Rodrigues N (2004) Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, Portugal. *Eur J Wildl Res* 50, 1-6
- Mykytowycz R, Rowley I (1958) Continuous observations of the activity of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), during 24-hour periods. *CSIRO Wild Res* 3, 7-25
- Pongrácz P, Altbäcker V (2000) Ontogeny of the responses of European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) to aerial and ground predators. *Can J Zool* 78, 655-665.
- Rosenstock SS, Ballard WB, De Vos JC (1999) Viewpoint: benefits and impacts of wildlife water developments. *J Range Manage* 52, 302–311
- Rouco C, Ferreras P, Castro F, Villafuerte R (2008) The effect of exclusion of terrestrial predators on short-term survival of translocated European wild rabbits. *Wildl Res* 35, 625–632

- Rueda M, Rebollo S, Gálvez-Bravo L, Escudero A (2008) Habitat use by large and small herbivores in a fluctuating Mediterranean ecosystem: Implications of seasonal changes. *J Arid Environ* 72, 1698– 1708
- Sánchez-García C, Armenteros JA, Alonso ME, Larsen RT, Lomillos JM, Gaudioso VR (2012) Water-site selection and behaviour of red-legged partridge *Alectoris rufa* evaluated using camera trapping. *Appl Anim Behav Sci* 137, 86-95
- Vicente J, Höfle U, Garrido JM, Fernández de Mera I, Acevedo P, Juste R, Barral M, Gortázar C (2007) Risk factors associated with the prevalence of tuberculosis-like lesions in fenced wild boar and red deer in south central Spain. *Vet Res* 38,451-464
- Villafuerte R, Kufner MB, Delibes M (1993) Environmental factors influencing the seasonal daily activity of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in a Mediterranean area. *Mammalia* 57, 341-347
- Villafuerte R, Lazo A, Moreno S (1997) Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and management implications in Doñana National Park (SW Spain). *Révue d' Ecologie (Terre et Vie)* 52, 345–356
- Villafuerte R, Moreno S (1997) Predation risk, cover type, and group size in European rabbits in Doñana (SW Spain). *Acta Theriol* 42 (2), 225-230
- Villafuerte R, Delibes-Mateos M (2002) In: Atlas y Libro Rojo de los mamíferos terrestres de España. (DGCNA-MIMAM. SECEM. SECEMU, ed) Conejo (*Oryctolagus cuniculus*), Madrid (Spain), pp. 490-491
- Virgós E, Cabezas-Díaz S, Lozano J, Malo A, López-Huertas DL (2003) Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriol* 48, 113-122
- Virgós E, Cabezas-Díaz S, Lozano J (2007) Is the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) a threatened species in Spain? Sociological constraints in the conservation of species. *Biodivers Conserv* 16, 3489-3504
- Wallage-Drees JM (1989) A field study on seasonal changes in the circadian activity of rabbits. *Z Säugetierk.* 54, 22-30.
- Whitlock M, Schluter D (2009) The analysis of biological data. Roberts and Company Publishers, Colorado, US

Williams D, Acevedo P, Gortázar C, Escudero MA, Labarta JL, Marco J, Villafuerte R (2007)
Hunting for answers: rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population trends in northeastern
Spain. Eur J Wildl Res 53(1), 19-28.

Zar JH (2006) Biostatistical Analysis. Pearson Education, New Delhi, India

***Do wild red-legged partridges *Alectoris rufa* use feeders?
An approach to the feeding patterns using camera trapping***

Do wild red-legged partridges *Alectoris rufa* use feeders? An approach to the feeding patterns using camera trapping

Abstract

This paper explores feeding patterns of red-legged partridges (*Alectoris rufa*) at artificial feeders, a common management action for game species. Feeders were studied during two consecutive periods between October to May of the years 2009, 2010 and 2011 in an agricultural area of northwest Spain. Camera trapping was used in order to assess climatic effects on weekly feeding patterns, investigate the influence of shrub cover on feed-site selection and evaluate behavioural patterns displayed when using feeder. Red-legged partridge used feeders throughout the study period, but particularly between December to February. No significant correlations were observed between the weekly number of photographs and climate conditions ($P > 0.05$). A bimodal circadian feeding pattern was observed during daylight hours with peaks of activity in the morning and evening. Meanwhile in central hours the feeding visits decreased. We observed significant differences ($P < 0.05$) in the number of partridges photographed during the feeding visits along the study period. Oppositely our previous idea, feeder use was not influenced by the presence of surrounding vegetation or type of feeder. The behavioural analyses classified partridges in five different categories: feeding (33.5% and 32.3% each period respectively), vigilance (26.8% and 30.7%), moving/unknown (25.9% and 20.6%), pecking/dusting (11.2% and 15%) and other behaviours (2.8% and 1.8%). We not found a significant negative relationship ($P < 0.05$) between the percentage of vigilant birds and covey size. This study demonstrates the use of the feeders by red-legged partridges but not proves the potential benefits. More research is needed in this area.

Key words: Camera trapping, Activity patterns, *Alectoris rufa*, Cover, Game management, Feeder.

Introduction

The red-legged partridge (*Alectoris rufa*, Linnaeus 1758) is a native game bird of the Iberian Peninsula, France, Italy and after successful introductions is also present in the United Kingdom (Aebischer & Lucio, 1997).

During the last decades it has been reported a general decline in wild populations, mainly attributed to loss of habitat, high hunting pressure and absence of proper game management (Aebischer & Potts, 1994). Due to these factors wild partridge's populations are often not self-sustainable and releasing farm-reared partridges have become a common management tool in order to satisfy the hunting demand (Sánchez *et al*, 2009). However, partridge releasing is not a solution for the conservation of wild partridge populations. In fact, negative effects of reared birds to wild partridges and other species have been reported during the last decade (Barilani *et al*, 2007; Villanúa *et al*, 2007; Casas, 2008; Millán, 2009). According to available literature, the main negative effects are (1) genetic contamination due to the release hybrids animals with other species of partridge (i.e: *A.rufa* x *A. chukar*); (2) sanitary risk, based on the disease spread of numerous pathogens and the use of antibodies in these partridges; and (3) low survival rates of reared birds caused by an inadequate wild behaviour, which led to a increment of predation pressure in wild animals (Millán *et al*, 2003; Perez, 2006). Nevertheless, the game poultry industry' carries out a main role: providing a large number of animals for shooting, with a minimum proportion used for re-establishing purposes (Pérez *et al*, 2004, 2010; Gaudioso *et al*, 2011).

It is widely accepted that conservation of wild populations of partridges should be focused on habitat improvement, including nesting and chick breeding areas (Buner *et al*, 2005; Casas & Viñuela, 2010) and management tools such as control of predators and supplementation of food and water (Draycott, 2002; Larsen *et al*, 2007a; Gaudioso Lacasa *et al*, 2010). The artificial supplementation of water and food is a common game management practice used to improve survival rates of small game species and other wildlife species during harsh periods (Catalán *et al*, 2008; Delibes-Mateos *et al*, 2008; Casas & Viñuela, 2010).

The implications of supplemental feeding on game birds have been studied by different researchers. On the one hand, it has been demonstrated that supplemental feeding improves corporal condition, a crucial factor for breeding success (Newton, 1980; Martin, 1987; Hoodless *et al*, 1999; Draycott, 2002; Robb *et al*, 2008) and it has been reported that erratic movements are reduced when there is a close supplemental feeding point (Guthery *et al*, 2004). In addition, in reared game birds one of the main limiting factor successes is the diet changes, at least just after releasing. and supplemental feeding could minimize this impact (Liukkonen-Anttila *et al*, 2001; Millán *et al*, 2003).

On the other hand, there are some negative effects related to supplemental feeding, such as increased predation risk to animals around feeding points (Turner *et al*, 2008), disease risk transmission (Gortázar *et al*, 2006) and potential intra and inter specific competition for food resources (Perrins, 1965; Martin, 1987; Isaac *et al*, 2004). Contrarily to water troughs, where the effects of climate conditions, placement and shrub cover on watering patterns have been investigated (Larsen *et al*, 2007b; Gaudioso Lacasa *et al*, 2010; Sánchez-García *et al*, 2012), there is a poor understanding of how red-legged partridges and other wildlife use supplemental feeding and there are many questions to be answered.

With the aim of understanding the feeding patterns of wild red-legged partridges, a study was carried out during three years (2009, 2010 and 2011) in a Mediterranean landscape of central Spain. We used camera traps triggered by movement on a private property where hunting was not allowed. The aims of this research were to (1) assess the daily feeding patterns of the species, (2) to evaluate the effects of shrub-cover and landscape structure on the use of feeders and, (3) to investigate behaviour of partridges around feeders.

Material and methods

Study area and feeder description

This study was carried out on a private cultivated area of 308 ha in northwest Spain (Lat. 41° 53' 45"N, long 4° 52' 50"W, 'Finca Coto Bajo de Matallana', Valladolid province). The climate is Mediterranean dry continental (Papadakis, 1966), with hot dry summers followed by cold and harsh winters. The area has been able to sustain small game species, mainly red-legged partridge, wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*, L.) and Iberian hare (*Lepus granatensis*, Rosenhauer, 1856), and species typical of the Spanish agrarian pseudo steppe such as lark (Fam. Alaudidae), tit (Parus sp.), green woodpecker (*Picus viridis*, L.), quail (*Coturnix coturnix*, L.), fox (*Vulpes vulpes*, L.) and Iberian wolf (*Canis lupus signatus*, Cabrera 1907) and also birds of prey such as common kestrel (*Falco tinnunculus*, L.), goshawk (*Accipiter gentilis*, L.), barn owl (*Tyto alba*, Scopoli 1769), sparrow hawk (*Accipiter nisus*, L.), magpies (*Pica pica*, L.), and carrion crows (*Corvus corone*, L.). Since 1996, habitat has been improved, planting randomly a diversity of plant species (bushy and arboreal species), keeping field boundaries free from herbicides and setting water and feeder troughs during the harsh periods of the year. Shooting was not allowed during the whole study period. The area comprises two main habitats:

1. The shrubland and forest (184 ha, 59%), with brambles (*Rubus ulmifolius*), rockroses (*Cistus albidus*), brooms (*Cytisus scoparius*) and pine trees (*Pinus pinea*), which were planted 25 years ago. The height range of shrubs and trees was 2-4 m.
2. Open land (124 ha, 41%), mainly cultivated lands of sun-flowers (*Helianthus annuus*), barley (*Hordeum vulgare*) and winter wheat (*Triticum* spp). There were minor proportions of lucerne (*Medicago sativa*) (18 ha, 6%), grasslands (9 ha, 3%, mainly Fam. Gramineae) and uncultivated lands (4 ha, 1%). 25 strips of cereal crops free of herbicides were distributed throughout all the property (0.2 ha average size).

The area has been able to sustain wild populations of red-legged partridges, with higher densities in comparison to other non-managed areas of Spain (Ballesteros, 1998). Pair density in

March during the study period was 17.6 in 2009, 12.1 in 2010 and 6.8 in 2011 (pairs ha⁻¹⁰⁰) (Sánchez-García *et al*, 2012). This density of hunting species was estimated with Kelker method (Gortázar *et al*, 2002).

Considering the average home range of wild partridges studied previously (26.9 has) (Perez, 2006) and the breeding territory of the species at the study site (covering approximately 80% of the area), 16 feeder (F) were distributed in pairs at eight different plots every 20 has, keeping a minimum distance of 250 m from each other (Figure 1). Each F (Figure 2) was a plastic drum with a volume of 30 L and contained a mixture of wheat and barley in equal proportion. This mixture was chosen due to the importance of grain on the red-legged partridge, the suitability for not become compacting when wet (Hoodless *et al*, 1999) and the availability of this seed.

In order to asses possible effects of F placement on the use by partridges, four pairs of F were placed at the shrub land and forest landscape and the other four pairs at the open lands, summing a total of eight different F plots. With the aim of evaluating the effect of protective fences against livestock on the use of red-legged partridges, in each pair of F one was fenced and the other was without this protection, keeping a distance of 50 m in between. The fenced feeder was surrounded, forming 1.5 metres square, by a metallic fence with height of 1.5 m and 20 cm² entrances. In previous studies it had been demonstrated that fencing did not preclude the use of water troughs by small game species (Gaudioso Lacasa *et al*, 2010; Sánchez-García *et al*, 2012).

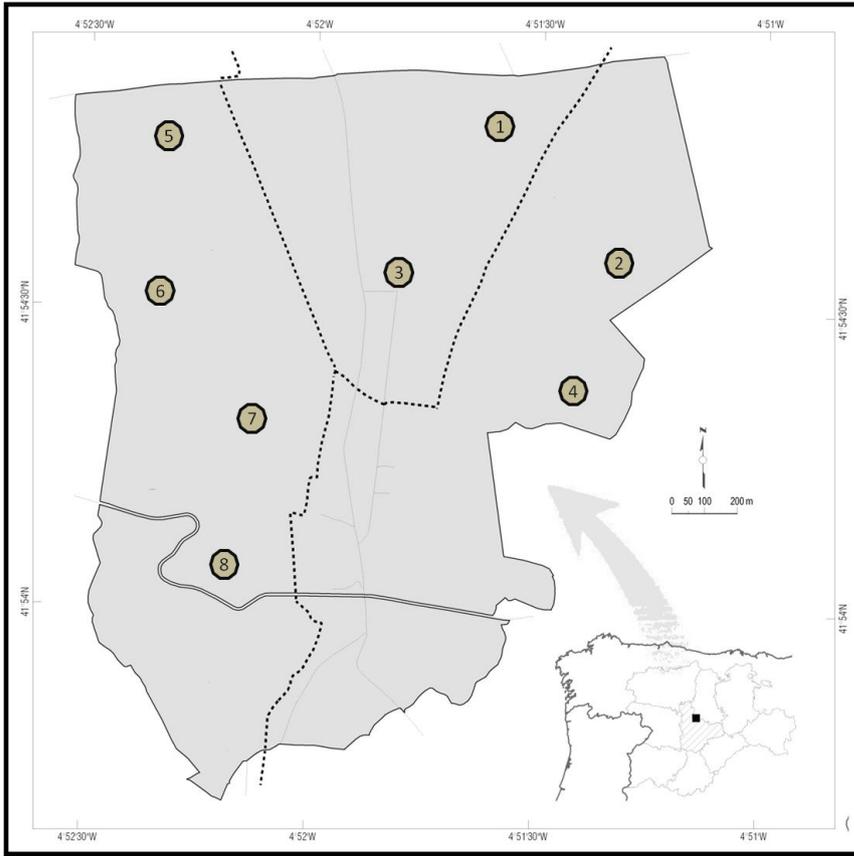


Figure 1: Map of the study site indicating feeder plots (8).



Figure 2: Photographs of the two placements (shrub & forest) and the two types of feeders (fenced and unfenced) used in this study. Two small pictures representative of the feeder drum.

Data collection

Taking into account the food scarcity and high energy periods on the area for small game species (from mid-autumn to late spring) and average temperature values reported at the study site from a local weather station (www.fieldclimate.com), data collection was carried out from 15 October to 15 May over three consecutive years (2009-2011). Hence, the protocol covered two representative periods of the Mediterranean continental climate, (1) autumn and winter (October-March) with harsh climatic conditions, low temperatures and snow (average solar radiation 116.11 W/m^2 , air temperature 2.16°C , relative humidity 87.26% and precipitation 1.75mm), and (2) spring (March-May), with milder weather conditions (average solar radiation 272.36 W/m^2 , air temperature 7.37°C , relative humidity 73.9% and precipitation 1.31mm).

Six digital motion-sensing cameras were used (Bushnell TrailScout Pro©, Bushnell Trophy©) to photograph wild fauna using feeders. Each camera was placed at a distance of 3-5 m from the F (Figure 2). The cameras were programmed to operate continuously (24 hours per day), being automatically triggered by an infrared-motion sensor with a lag time of one minute between successive photographs, adapting the methodology used in previous research (Srbek-Araujo & Chiarello, 2005; Rowcliffe *et al*, 2008). A weekly visit was carried out to each F for checking cameras and measuring grain consumption. The visits lasted no more than 15 minutes to reduce disturbance to wildlife.

Cameras were moved sequentially in pairs very week during the study period (Lee *et al*, 2010), placing one camera at the fenced F and other at the non-fenced F in each plot. From eight plots, three pairs (six cameras) were monitored each week in order to cover all placements at least one week per month. As Sánchez-García *et al*. (2012) did, it was not possible to determine accurately the duration and frequency of visits per day because of red-legged partridges were not marked in this study, being difficult to make unambiguous statements regarding the visits paid to each F. Hence, each photograph depicting partridges was considered as an independent event (Kelly & Holub, 2008) and the number of photographs or trap events per trap days per each camera was considered as a reliable measure to evaluate use of F (Srbek-Araujo &

Chiarello, 2005), being called ‘trap success’ (TS). There was used winter time during all study period.

The photographs were analysed to determinate placement selection and red-legged partridge behaviour. Each photograph depicting partridges was analysed reporting: (1) time and date stamps, (2) total number of partridges (covey size) and (3) the behaviour of each individual. Behavioural patterns were classified into five categories designed to be mutually exclusive and comprehensive, as were defined by Prieto (2008) and Stokes (1962) including a) feeding, when taking the grain from the F b) vigilance (outstretched neck, upright posture and crouching behaviour), c) pecking and dusting, d) movement/unknown (walking, running or undefined animal posture) and e) other behaviours, such as resting or agonistic behaviour.

Statistical analysis

Given the different partridge density and weather conditions across the two periods, data were analysed separately for each year. To examine the relationship between weekly TS and climatic conditions (average values of air temperature, relative humidity, rain, solar radiation and wind speed), It was, considered each photograph as an independent event (Kelly & Holub, 2008). Using the same methodology described in previous research for the same species studying watering patterns, the test was carried out for both current (same week) and previous week’s (one-week lag), given a likely delay in bird response to climatic conditions (Sánchez-García *et al*, 2012).

Kolmogorv–Smirnov’s one sample test was used in order to assess whether the timing of photographs was normally distributed for each year. Similar to Larsen et al. (2007), mean and modal feeding times and dates of use were determined using time stamps from all photographs depicting partridges and taking into account the significant day length differences between months, the ANOVA test was used to analyse possible differences on number of partridges.

Rigid head-to-head comparisons between different camera plots on a weekly basis were difficult to carry out. Thus, it was decided to analyse TS for each placement (shrub and forest *vs.* open)

and type of F (fenced or unfenced). Possible differences on TS between months were analysed using one-way ANOVA and paired t-tests were used to compare TS at the two types of F (Whitlock & Schluter, 2009). Comparison of TS was carried out between F from the same type placement, as all F were distributed within the home range of the species at the study site.

The Mann–Whitney’s U-test was used to compare the percentage of behaviours displayed by partridges with placement and type of F. We used simple linear regressions to analyse possible effects of shrub cover and covey size on behavioural patterns. Differences with $P < 0.05$ were considered significant and all tests were conducted using SPSS© (v. 17.0 for WINDOWS©, IBM Corporation).

Results

Effects of climatic conditions on weekly trapping success

A total of 3,287 photographs depicting red-legged partridges were taken over the two periods: 1,447 in 2009-2010 and 1,840 in 2010-2011. First visits occurred on October 11, 2009 and October 9, 2010 respectively. Last visits of each period occurred on May 30, 2010 and April 29, 2011, respectively.

During 2009-2010 the weekly TS was not statistically correlated with any of climatic variables studied. In the same way, during 2010-2011 weekly TS was not correlated with any of the variables studied, not finding statistical significant differences between one week time-lagged variable and the TS during both years (Table 1).

Weekly TS	2009-2010		2010-2011	
Air temperature (°C)	<i>r = 0.79</i>	<i>P = 0.77</i>	<i>r = 0.35</i>	<i>P = 0.28</i>
	<i>r = 0.01</i>	<i>P = 0.96</i>	<i>r = -0.43</i>	<i>P = 0.17</i>
Relative humidity (%)	<i>r = 0.23</i>	<i>P = 0.4</i>	<i>r = -0.09</i>	<i>P = 0.78</i>
	<i>r = 0.09</i>	<i>P = 0.73</i>	<i>r = 0.16</i>	<i>P = 0.63</i>
Rain (mm)	<i>r = -0.24</i>	<i>P = 0.38</i>	<i>r = 0.23</i>	<i>P = 0.48</i>
	<i>r = -0.29</i>	<i>P = 0.28</i>	<i>r = -0.01</i>	<i>P = 0.99</i>
Solar radiation (W/m ²)	<i>r = -0.04</i>	<i>P = 0.88</i>	<i>r = 0.54</i>	<i>P = 0.08</i>
	<i>r = 0.05</i>	<i>P = 0.85</i>	<i>r = 0.03</i>	<i>P = 0.92</i>
Wind speed (m/s)	<i>r = -0.3</i>	<i>P = 0.26</i>	<i>r = -0.35</i>	<i>P = 0.28</i>
	<i>r = 0.32</i>	<i>P = 0.23</i>	<i>r = -0.31</i>	<i>P = 0.34</i>

Table 1: Correlations between climatic variables and presence in feeders. Correlations and one week time-lagged correlations (in italics) between number of photographs and weather conditions during the study period (degrees of freedom for r values = 1, 23).

Effects of daily length on feeding timing

The majority of photographs depicting red-legged partridges were taken during daylight hours in both periods (Figure 3 & 4). During the period 2009-2010, the earliest was taken at 08:13 hours on 15 December 2009 and the latest at 21:39 on 11 May 2010. In 2010-2011, the earliest was reported at 7:34 hours on 18 April 2011 and the latest at 20:51 on 22 April 2011.

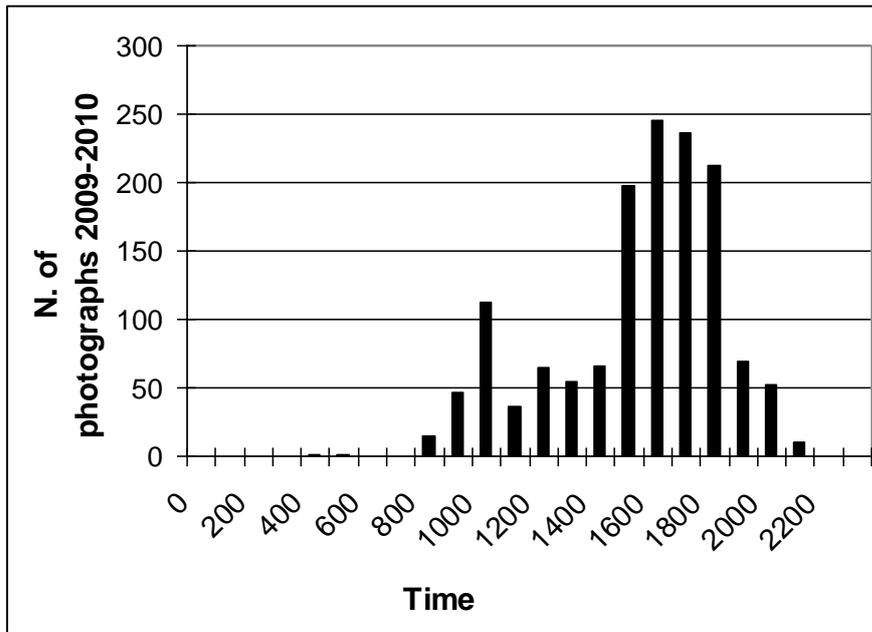


Figure 3: Histogram of red-legged partridge daily feeding patterns during 2009-2010.

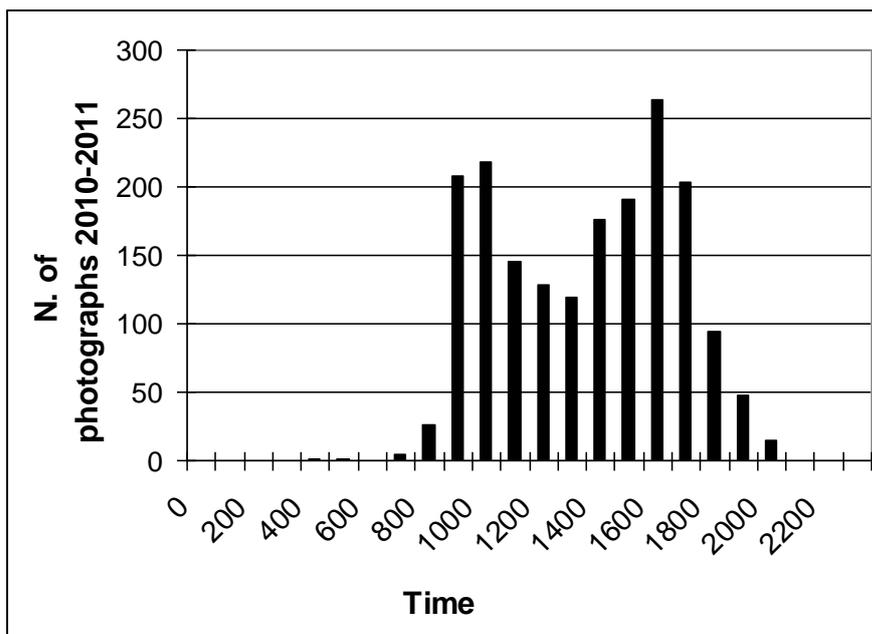


Figure 4: Histogram of red-legged partridge daily feeding patterns based on time stamps during 2010-2011.

In 2009-2010, most photographs were taken during the afternoon-evening (61.49%), from 15:00 to 18:00 hours (Figure 3), while in 2010-2011 time stamps were distributed across the day, with two periods in the morning and afternoon-evening (Figure 4). Considering this period, the daily number of photographs was not normally distributed ($D = 0.13$, $P < 0.01$) and the median time was 16:33 hours (mean 15:59 hours) and the third quartile complete by 17:55 hours. As

expected, statistical significant differences were found between timing and months (one-way ANOVA test ($F_{(1,7)} = 2.3, P < 0.05$), Table 2).

During 2010-2011, timing followed a bimodal pattern, as approximately one half of the photographs were taken from 6:00 to 14:00 hours (46%) and the other half from 14:01 to dusk (54%); dusk hour was defined around 18:00 in November-December and 20:00 in April-May (applying winter time during all the period), not being the daily number of photographs normally distributed ($D = 0.09, P < 0.01$). The median time was 14:31 hours (mean 14:23 hours) and the third quartile complete by 16:37 hours. As it was detected for the previous period, statistical significant differences were found between timing and months (one-way ANOVA test $F_{(1,7)} = 9.74, P < 0.05$, Table 2).

Effects of time of the year on number of partridges photographed

F were used by coveys and pairs throughout the two years. During the first period median covey size was 2 (mean 3.07), ranging from 1 to 23 partridges (Table 2). Statistical significant differences were found between the number of partridges photographed and months (one-way ANOVA test, $F_{(1,7)} = 72.76, P < 0.05$). After the use of Newman Keuls' test, post-hoc differences were found between months, with marked differences between October-December and March-May (Table 2). For the period 2010-2011 the median covey size was 2 (mean 2.75), ranging from 1 to 11 partridges (Table 2). As expected, significant differences were found between the number of partridges photographed and months ($F_{(1,6)} = 72.76, P < 0.05$), and post-hoc differences were also found ($P < 0.05$, Table 1). Number of partridges photographed tended to be similar in October-November, December-January and March-April.

Month	2009-2010			2010-2011		
	Partridges	Range	Hour	Partridges	Range	Hour
October	2.20±1.22 ^a	1-5	15:37	4.23±2.67 ^a	1-11	13:56
November	3.29±2.12 ^a	1-11	14:33	3.9±2.48 ^a	1-11	14:17
December	4.13±2.7 ^a	1-12	15:18	3.16±1.86 ^b	1-9	13:55
January	4.76±3.86 ^b	1-17	15:19	2.99±1.94 ^b	1-10	14:11
February	3.53±2.99 ^{ba}	1-23	16:54	2.2±1.5 ^c	1-9	13:58
March	1.41±0.69 ^c	1-4	14:37	1.32±0.5 ^d	1-3	14:34
April	1.45±0.65 ^c	1-3	18:31	1.34±0.51 ^d	1-4	15:42
May	1.35±0.54 ^c	1-4	16:14			
Mean	3,07		15:59	2,75		14:23

Table 2. Number of red legged partridge in the feeders. Results are presented as mean (\pm Standard Deviation) and range number of partridges photographed and mean time per month in each one of the years. Different letters indicate significant differences between quarters ($P < 0.05$) after using the Student-Newman-Keuls.

Influence of placement and fencing on trapping success

When considering the whole period 2009-2010, the mean TS was 2.08 ± 0.61 , ranging from 0.06 to 11.57 (Table 3). No significant differences were found between TS and months ($F_{(1,7)} = 1.94$, $P = 0.14$), and TS did not varied significantly among placements (shrub and forest mean = 2.89 ± 1.05 vs. open mean = 1.11 ± 0.37 , $t = 1.48$, $P = 0.15$) or type of feeder (non-fenced mean = 2.55 ± 0.99 vs. fenced mean = 1.62 ± 0.74 , $t = 0.74$, $P = 0.46$).

During 2010-2011, the mean TS was 1.32 ± 0.23 , ranging from 0.12 to 4.74. As the previous year, TS did not varied among months ($F_{(1,7)} = 0.71$, $P = 0.63$) and no significant differences were found after comparing TS with placement (shrub and forest mean = 1.42 ± 0.30 vs. open

mean = 1.21 ± 0.38 , $t = -0.42$, $P = 0.67$) and type of feeder (non-fenced mean = 0.96 ± 0.27 vs. fenced mean = 1.67 ± 0.37 , $t = -1.54$, $P = 0.13$).

Placement	2009-2010		Open		2010-2011		Open	
	Shrub & Forest				Shrub & Forest			
Type of feeder	NF	F	NF	F	NF	F	NF	F
October	np	np	np	np	1.64	1.73	0.38	0.85
November	np	np	np	np	0	0.34	0.81	1.16
December	3.43	2.25	np	np	0.16	2.29	1.63	1.67
January	1.71	1.15	1.72	0.77	2.68	1.95	1.49	3.04
February	1.17	0.28	11.5	8.85	0	0	2.88	3.72
March	0.46	0.9	3.14	1.66	0	1.46	1.63	0.5
April	0.27	0	0.06	0.34	0	4.74	0.12	0
May	4.13	1.01	0.35	0.57	0	0	0	0

Table 3. Values of trapping success (TS) reported depending on year, placement (shrub and forest vs. open) and type of feeder (non-fenced vs. fenced. NF: Non-fenced. F: fenced. *np = no photographs

Effects of covey size, placement and fencing on behavioural patterns

Although 3,287 photographs depicting red-legged partridges were taken during the whole study period, 699 were not used on the behavioural study (292 in 2009-2010, 407 in 2010-2011) as all partridges were displaying ‘movement/unknown’ behaviours in these photographs, remaining 2,588 photos for the analysis. The reason of the elimination of these photographs was to improve the understanding of partridge behaviour, analyzing any picture in which it was possible to observe a concrete behaviour in at least one animal, similar as it is done with coyotes by Larrucea et al. 2007. This cutting show the effectiveness of the method defined by the number of pictures useful divided by the total of pictures taken. Effectiveness mean was 78.73% (79.82% and 77.88% first and second year respectively).

During 2009-2010, the behaviour of 2,181 partridges (1,155 pictures) was analysed and considering all photographs, a high percentage of behavioural was assigned to ‘feeding’ (40.7%), whereas ‘vigilance’ was confirmed in 27.1%, ‘movement/unknown’ in 22.3%, ‘pecking and dusting’ in 7.0% and 2.8% of photographs were classified in ‘other behaviours’ (Table 4). The percentage of birds displaying ‘feeding’ was negatively correlated with covey size, whereas ‘pecking/dusting’ was positively associated. ‘Vigilance’ and ‘other behaviours’ patterns were negatively but not significantly correlated to covey size and ‘movement/unknown’ was positively correlated but not significantly. With regard to the possible effect of placement on behavioural patterns, none of the categories studied were affected by placement or fencing (Table 5).

In 2010-2011, 2,757 partridges (1433 pictures) were analysed and as it was observed in the previous year, higher percentage of behavioural patterns were assigned to ‘feeding’ (34.2%), and ‘vigilance’ (31.3%) in comparison to ‘movement/unknown’ (20.6%), ‘pecking and dusting’ (12.1%) and ‘other behaviours’ (1.8%). The percentage of birds displaying ‘feeding’ and ‘vigilance’ was negatively correlated with covey size, though only ‘feeding’ was significant (Table 4). ‘Movement/unknown’ was significant positively correlated while ‘pecking/dusting’ and ‘other behaviours’ were positively correlated not showing significant differences. Percentages of behaviours were not significantly affected by placement or fencing (Table 5).

Covey size	Feeding		Vigilance		Pecking/dusting		Movement/unknown		Other behaviours	
	Year 1	Year 2	Year 1	Year 2	Year 1	Year 2	Year 1	Year 2	Year 1	Year 2
1	54.8%	29.3%	37.5%	54.9%	5.2%	13.0%	0.0%	0.0%	2.5%	2.7%
2	44.3%	36.4%	26.2%	27.6%	5.2%	22.9%	22.6%	10.7%	1.7%	2.4%
3	45.9%	37.7%	23.4%	27.3%	3.8%	10.1%	25.9%	23.8%	1.0%	1.0%
4	39.3%	35.7%	23.8%	27.3%	4.8%	11.0%	29.0%	25.5%	3.2%	0.5%
5	36.4%	35.4%	26.7%	29.0%	7.8%	12.1%	26.3%	22.3%	2.8%	1.3%
6	37.3%	32.8%	25.4%	26.6%	7.0%	13.1%	28.6%	25.3%	1.6%	2.2%
7	33.3%	30.1%	29.0%	26.3%	7.5%	18.8%	28.0%	21.1%	2.2%	3.8%
8	30.6%	30.9%	23.1%	28.7%	15.7%	13.8%	25.9%	24.5%	4.6%	2.1%
9	32.6%	28.0%	23.3%	28.0%	11.6%	17.1%	32.6%	25.6%	0.0%	1.2%
10	28.6%	25.7%	27.0%	28.6%	11.1%	20.0%	27.0%	22.9%	6.3%	2.9%
11	27.9%	33.3%	26.5%	33.3%	7.4%	13.3%	27.9%	20.0%	10.3%	0.0%
12	26.2%		23.8%		16.7%		26.2%		7.1%	
13	26.5%		26.5%		14.7%		26.5%		5.9%	
14	28.6%		28.6%		14.3%		28.6%		0.0%	
15	28.6%		28.6%		14.3%		28.6%		0.0%	
16	28.6%		28.6%		14.3%		28.6%		0.0%	
17	28.6%		28.6%		14.3%		28.6%		0.0%	
23	25.0%		25.0%		25.0%		25.0%		0.0%	
Total	33.5%	32.3%	26.8%	30.7%	11.2%	15.0%	25.9%	20.1%	2.7%	1.8%

Table 4. Percentage of behaviour patterns based of covey size during both periods.

	Feeding		Vigilance		Pecking/dusting		Movement/unknown		Other behaviours	
	Year 1	Year 2	Year 1	Year 2	Year 1	Year 2	Year 1	Year 2	Year 1	Year 2
Shrub & Forest	40.7%	36.4%	26.5%	28.7%	7.2%	11.8%	22.6%	21.6%	3.1%	1.4%
Open	41.2%	29.5%	29.3%	37.0%	6.3%	12.8%	21.6%	18.2%	1.6%	2.6%
	Z = 0.001. P = 1	Z = 0.001. P = 0.93	Z = 0.001. P = 0.99	Z = 0.001. P = 0.92	Z = 0.001. P = 0.98	Z = 0.001. P = 1	Z = 0.001. P = 1	Z = 0.001. P = 1	Z = 0.001. P = 0.97	Z = 0.001. P = 1
Unfenced	41.7%	37.6%	25.7%	30.0%	7.5%	10.5%	22.6%	20.4%	2.5%	1.6%
Fenced	39.0%	32.3%	30.1%	32.1%	5.8%	20.7%	21.8%	13.1%	3.3%	1.9%
	Z = 0.001. P = 1	Z = 0.001. P = 0.95	Z = 0.001. P = 0.96	Z = 0.001. P = 1	Z = 0.001. P = 0.99	Z = 0.001. P = 0.98	Z = 0.001. P = 1	Z = 0.001. P = 0.98	Z = 0.001. P = 1	Z = 0.001. P = 1
Total	40.8%	34.2%	27.1%	31.3%	7.0%	12.1%	22.3%	20.6%	2.8%	1.8%

Table 5. Behaviour patterns in relation of placement and fencing

Discussion

Our results confirm that red-legged partridges used F during the whole study period and consequently this management tool is frequently used by the species, in agreement with previous studies on water troughs using track observations and camera trapping (Gaudioso Lacasa *et al*, 2010; Sánchez-García *et al*, 2012). However, the use of F by red-legged partridge was not clearly influenced by weather, shrub cover or feeder type.

Effects of climatic conditions

Results reveal that weather variables studied did not affect significantly trapping success.

Unfortunately, our study cannot provide relation between weather climatic conditions studied and TS. This theory is discussed in some studies carried out in birds and mammals which consider food resource the limiting factor during winter, as it is shown in the review of Martin (1987). Cold weather increase the physiological food necessity and according to Delane & Hayward (1975), when temperature is under 10°C basal necessities rise significantly.

Although a higher TS was observed during winter months (December to February), when there were more unfavourable weather conditions, no significant differences were found, which is in consonance with the research of Townsend *et al*. (1999), who documented on northern bobwhite quail (*Colinus virginianus*, L.) an increased use of F during severe winter stress, although winter climate was not a significant predictor of the proportional use of F.

Our results suggest that in our study area food was not a limiting factor (Boutin, 1990; Doerr & Silvy, 2002) so perhaps another factors were affecting the use of feeders by partridges, such as habitat quality, predation or human disturbance (Buenestado *et al*, 2009).

The fact is that F were used during all the study period regardless of the different seasons (late autumn, winter and early spring). During winter month TS was higher but not statistically significant, which could be explained by the scarcity of food resources in wintering months (Newton, 1980). The following spring season, coinciding with mating and breeding period,

when food could be superabundant and species feed on widely divergent food types, suggest food do not be the limiting factor (Martin, 1987).

In addition we should indicate the possible influence of punctual heavy rain, snow and flooded areas on partridges movements and feeding intake, as these conditions could determinate the feeders use.

Effects of daily length on feeding timing

The results showed daily number of photographs was not normally distributed in any of the years studied and the majority of photographs were taken during at day time.

Despite the differences between years, we observed a bimodal distribution of photographs during the daylight, as it has been reported in many bird species (Newton, 1980). This bimodal activity pattern was observed during the whole study period and seems to be quite similar to that described in previous studies on time activity of chukar (*Alectoris chukar*, Gray 1830) and red-legged partridges in water troughs (Larsen *et al*, 2007b; Sánchez-García *et al*, 2012) and in red-legged partridges in captivity (Pintos *et al*, 1985; Prieto, 2008). We are led to believe that timing of F visits was related to daily patterns, and F were used mainly in the morning and evening, when birds are moving and foraging and there is a low predator risk.

Influence of placement and fencing on trapping success

Although we expected that use of feeders would be influenced by placement, no significant differences were found among TS and placement for any of the years studied. Considering previous studies, it was expected that F placed on shrub and forest placement would be more visited than those F placed at open plots (Haines *et al*, 2004), as it has been demonstrated the distance to shrub cover is an important factor for prey species (Moreno *et al*, 1996; Fortuna, 2002; Draycott *et al*, 2007; Sánchez-García *et al*, 2012). However, other factors should be considered to understand the effects of shrub cover on feeding patterns. The red legged partridge strategy to face the winter is to form winter coveys (10-25 mean covey size)

(Ballesteros, 1998). Large group size means higher home range and the possibility of use less favorable habitats, opposite to pairs and singles birds (Watson *et al*, 2007).

On the other side, food could not be the main driver of spatial behavior or another territorial behavior could be affected (Buenestado *et al*, 2008).

Effects of covey size, placement and fencing on behavioural patterns

As it was expected, we observed a statistical difference between the number of partridges photographed and the distinct periods of the study. During late autumn and winter birds merge in coveys, being at the beginning familiar and afterwards suprafamiliar. During autumn and winter the number of partridges photographed was higher (maximum of 23 birds), which we labelled 'covey period'. Contrarily, when mating season starts the covey split up (January-March), the birds form pairs and the mean number of animals photographed reaches the minimum size (maximum of 4 birds per photograph), labelled 'pairs period'. In fact, there were significant differences between the number of partridge photographed in covey and pair periods (Watson *et al*, 2007).

The percentages of different behaviours did not vary significantly between the two years studied. The most common behaviours observed were feeding (40.8% and 34.2%, year 1 and 2, respectively) and vigilance (27.1% and 31.3%), and a relevant proportion of animals were photographed in movement (22.3% and 20.6%). Behavioural patterns were not significantly influenced by shrub presence. These results are in agreement with a similar study in watering behaviour (Sánchez-García *et al*, 2012) which confirms that partridges show different percentages of behaviour, remaining however a constant percentage of animals in vigilance (between 27.1% and 31.3% in our study) (Pintos *et al*, 1985). Although we expected the proportion of vigilance animals would be higher according to decreased the covey size or in taller vegetation, the results did not fit this assumption (Watson *et al*, 2007).

In future researches would be interesting to reveal how affect the F presence on home range and dispersion index on wild and farmer red-legged partridges.

Conclusions

In this study the use of F by red-legged partridges was not clearly associated with weather conditions, placement and fencing. A conjunction of multiple factors as natural food availability, weather and intra and inter specific interactions could explained the F use. A bimodal (morning and crepuscular) feeding patterns were observed which should be taken into account in maintenance and development of F.

Unfortunately this study does not prove evidence of the possible benefits of F on red-legged partridges. We are conscious the limitation of the study and subsequently of the results obtained. It reflects the necessity of enlarge researches on the time (long term) and on the space (wide areas) with the aim of reveal the weather impact on use on F by red-legged partridge.

Bibliography

Aebischer N, Lucio A (1997) Red-legged partridge (*Alectoris rufa*). In *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance.*, pp. 208–209.

Aebischer NJ, Potts GR (1994) Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*). In *Birds in Europe: Their Conservation Status*, M.F. Tucker, G.M.&Heath, ed. (BirdLife International, Cambridge,), pp. 214–215.

Ballesteros F (1998) *Las especies de caza en España. Biología, ecología y conservación.*

Barilani M, Bernardlaurent a, Mucci N, Tabarroni C, Kark S, Perezgarrido J, Randi E (2007) Hybridisation with introduced chukars (*Alectoris chukar*) threatens the gene pool integrity of native rock (*A. graeca*) and red-legged (*A. rufa*) partridge populations. *Biol Conserv* **137**: 57–69 doi:10.1016/j.biocon.2007.01.014.

Boutin S (1990) Food supplementation experiments with terrestrial vertebrates: patterns, problems, and the future. *Can J Zool* **68**: 203–220.

Buenestado FJ, Ferreras P, Blanco-Aguilar JA, Tortosa FS, Villafuerte R (2009) Survival and causes of mortality among wild Red-legged Partridges *Alectoris rufa* in southern Spain: implications for conservation. *Ibis (Lond 1859)* **151**: 720–730 doi:10.1111/j.1474-919X.2009.00952.x.

Buenestado FJ, Ferreras P, Delibes-Mateos M, Tortosa FS, Blanco-Aguilar JA, Villafuerte R (2008) Habitat selection and home range size of red-legged partridges in Spain. *Agric Ecosyst Environ* **126**: 158–162 doi:10.1016/j.agee.2008.01.020.

Buner F, Jenny M, Zbinden N, Naefdaenzer B (2005) Ecologically enhanced areas – a key habitat structure for re-introduced grey partridges *Perdix perdix*. *Biol Conserv* **124**: 373–381 doi:10.1016/j.biocon.2005.01.043.

Casas F (2008) Gestión agraria y cinegética : efectos sobre la perdiz roja (*Alectoris rufa*) y aves esteparias protegidas.

Casas F, Viñuela J (2010) Agricultural practices or game management: which is the key to improve red-legged partridge nesting success in agricultural landscapes? *Environ Conserv* **37**: 177–186 doi:10.1017/S0376892910000299.

Catalán I, Rodríguez-Hidalgo P, Tortosa FS (2008) Is habitat management an effective tool for wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement? *Eur J Wildl Res* **54**: 449–453 doi:10.1007/s10344-007-0169-0.

Delane TM, Hayward JS (1975) Acclimatization to temperature in pheasants (*Phasianus colchicus*) and Partridge (*Perdix perdix*). *Comp Biochem Physiol Part A Physiol* **51**: 531–536.

Delibes-Mateos M, Ferreras P, Villafuerte R (2008) Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why they do not match? *Eur J Wildl Res* **55**: 65–69 doi:10.1007/s10344-008-0216-5.

Doerr TB, Silvy NJ (2002) Effects of supplemental feeding on northern bobwhite populations in south texas. In Quail V: Proceedings of the Fifth National Quail Symposium. Texas Parks and Wildlife Department, Austin, TX, F.H. S. J. DeMaso, W. P. Kuvlesky, Jr., and and M.E.B. ´ndez, eds. pp. 233–240.

Draycott R a. H, Hoodless AN, Sage RB (2007) Effects of pheasant management on vegetation and birds in lowland woodlands. *J Appl Ecol* **45**: 334–341 doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01379.x.

Draycott RAH (2002) Effects of supplementary feeding on the body condition and breeding success of released pheasants.

Fortuna MA (2002) Selección de hábitat de la perdiz roja *Alectoris rufa* en período reproductor en relación con las características del paisaje de un agrosistema de la Mancha (España). *Ardeola* **49**: 59–66.

Gaudioso Lacasa VR, Sánchez García-Abad C, Prieto Martín R, Bartolomé Rodríguez DJ, Pérez Garrido J a., Alonso de La Varga ME (2010) Small game water troughs in a Spanish agrarian pseudo steppe: visits and water site choice by wild fauna. *Eur J Wildl Res* **56**: 591–599 doi:10.1007/s10344-009-0352-6.

Gaudioso VR, Sánchez-García C, Pérez J a, Rodríguez PL, Armenteros J a, Alonso ME (2011) Does early antipredator training increase the suitability of captive red-legged partridges (*Alectoris rufa*) for releasing? *Poult Sci* **90**: 1900–1908 doi:10.3382/ps.2011-01430.

Gortázar C, Acevedo P, Ruiz-Fons F, Vicente J (2006) Disease risks and overabundance of game species. *Eur J Wildl Res* **52**: 81–87 doi:10.1007/s10344-005-0022-2.

Gortázar C, Villafuerte R, Escudero MA, Marco J (2002) Post-breeding densities of the Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*) in agrosystems : A large-scale study in Aragón, Northeastern Spain. *Z Jagdwiss* **48**: 94–101.

Guthery FS, Hiller TL, Puckett WH, Baker RA, Smith SG, Rybak AR (2004) Effects of feeders on dispersion and mortality of bobwhites. *Wildl Soc Bull* **32**: 1248–1254.

Haines AM, Hernández F, Henke SE, Bingham RL (2004) Effects of road baiting on home range and survival of northern bobwhites in southern Texas. *Society* **32**: 401–411.

Hoodless AN, Draycott RAH, Ludiman MN, Robertson PA (1999) Effects of supplementary feeding on territoriality, breeding success and survival of pheasants. *J Appl Ecol* **35**: 147–156.

Isaac JL, Johnson CN, Grabau PJ, Krockenberger AK (2004) Automated feeders : new technology for food supplementation experiments with mammals. *Herpetofauna* 437–441.

Kelly MJ, Holub EL (2008) Camera Trapping of Carnivores : Trap Success Among Camera Types and Across Species , and Habitat Selection by Species , on Salt Pond Mountain , Giles. *Northeast Nat* **15**: 249–262.

Larucea ES, Brussard PF, Jaeger MM, Barrett RH (2007) Cameras, Coyotes, and the Assumption of Equal Detectability. *J Wildl Manage* **71**: 1682–1689 doi:10.2193/2006-407.

Larsen RT, Flinders JT, Mitchell DL, Perkins ER (2007a) Conservation risks of exotic chukars (*Alectoris chukar*) and their associated management : implications for a widely introduced phasianid. *Wildl Res* **34**: 262–270.

Larsen RT, Flinders JT, Mitchell DL, Perkins ER, Whiting DG (2007b) Chukar Watering Patterns and Water Site Selection. *Management* **60**: 559–565.

Lee JE, Larsen RT, Flinders JT, Eggett DL (2010) Daily and Seasonal Patterns of Activity at Pygmy Rabbit Burrows in Utah. *West North Am Nat* **70**: 189–197.

Liukkonen-Anttila T, Kentala a, Hissa R (2001) Tannins--a dietary problem for hand-reared grey partridge *Perdix perdix* after release? *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol* **130**: 237–248.

Martin TE (1987) Food as a Limit on Breeding Birds: A Life-History Perspective. *Annu Rev Ecol Syst* **18**: 453–487.

Millán J (2009) Diseases of the Red-Legged Partridge (*Alectoris rufa* L.): a review. *Wildl Biol Pract* **5**: 70–88 doi:10.2461/wbp.2009.5.2.

Millán J, Gortázar C, J Buenestado F, Rodríguez P, S Tortosa F, Villafuerte R (2003) Effects of a fiber-rich diet on physiology and survival of farm-reared red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *Comp Biochem Physiol A Mol Integr Physiol* **134**: 85–91.

Moreno S, Villafuerte R, Delibes M (1996) Cover is safe during the day but dangerous at night: the use of vegetation by European wild rabbits. *Can J Zool* **74**: 1656–1660.

Newton I (1980) The role of food in limiting bird numbers i. newton. *Ardea* **68**: 11–30.

Papadakis J (1966) Climates of the world and their agricultural potentialities.

Pérez J a, Alonso ME, Prieto R, Bartolomé D, Gaudioso DVR (2010) Influence of the breeding system on the escape response of red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *Poult Sci* **89**: 5–12 doi:10.3382/ps.2009-00170.

Pérez JA (2006) Determinación de los principales parámetros ecoetológicos de la perdiz roja (*A.rufa*. L.) y su aplicación a la evaluación de animales destinados a la repoblación. Universidad de León.

Pérez JA, Alonso ME, Gaudioso VR, Olmedo JA, Díez C, Bartolomé D (2004) Use of Radiotracking Techniques to Study a Summer Repopulation with Red-Legged Partridge (*Alectoris rufa*) Chicks. *Poult Sci* **83**: 882–888.

Perrins CM (1965) Population fluctuations and clutch-size in the great tit, *Parus major* L. *J Anim Ecol* **34**: 601–647.

Pintos R, Braza F, Álvarez F (1985) Etograma de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en libertad. *Doñana, Acta Vertebr* **12**: 231–250.

Prieto R (2008) La perdiz roja (*Alectoris rufa*) en cautividad: etograma e influencia del sistema de emparejamiento sobre el comportamiento, bienestar y productividad.

Robb GN, McDonald R a, Chamberlain DE, Reynolds SJ, Harrison TJE, Bearhop S (2008) Winter feeding of birds increases productivity in the subsequent breeding season. *Biol Lett* **4**: 220–223 doi:10.1098/rsbl.2007.0622.

Rowcliffe JM, Field J, Turvey ST, Carbone C (2008) Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *J Appl Ecol* **45**: 1228–1236 doi:10.1111/j.1365-2664.2008.0.

Sánchez C, Alonso ME, Prieto R, González V, Gaudioso V (2009) Una visión sobre la avicultura para la producción de caza en España. *ITEA* **105**: 1–15.

Sánchez-García C, Armenteros J a., Alonso ME, Larsen RT, Lomillos JM, Gaudioso VR (2012) Water-site selection and behaviour of red-legged partridge *Alectoris rufa* evaluated using camera trapping. *Appl Anim Behav Sci* 1–10 doi:10.1016/j.applanim.2012.01.013.

Srbek-Araujo AC, Chiarello AG (2005) Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *J Trop Ecol* **21**: 121–125 doi:10.1017/S0266467404001956.

Townsend DE, Lochmiller RL, DeMaso SJ, David ML, Peoples AD, Cox SA, Parry ES, Using supplemental food and Its influence on Survival of Northern Bobwhite (*Colinus Virginianus*) (1999). *Wildl Soc Bull* **27**: 1074-1081

Turner AS, Conner LM, Cooper RJ (2008) Supplemental Feeding of Northern Bobwhite Affects Red-Tailed Hawk Spatial Distribution. *J Wildl Manage* **72**: 428–432 doi:10.2193/2006-303.

Villanúa D, Pérez-Rodríguez L, Casas F, Alzaga V, Acevedo P, Viñuela J, Gortázar C (2007) Sanitary risks of red-legged partridge releases: introduction of parasites. *Eur J Wildl Res* **54**: 199–204 doi:10.1007/s10344-007-0130-2.

Watson M, Aebischer NJ, Cresswell W (2007) Vigilance and fitness in grey partridges *Perdix perdix*: the effects of group size and foraging-vigilance trade-offs on predation mortality. *J Anim Ecol* **76**: 211–221 doi:10.1111/j.1365-2656.2006.01194.x.

Whitlock MC, Schluter D (2009) *The analysis of biological data* (Greenwood Village : Roberts and Company Publishers).

*Estudio de la presencia del conejo de monte en comederos de
caza menor mediante técnicas de fototrampeo*

Estudio de la presencia del conejo de monte en comederos de caza menor mediante técnicas de fototrampeo.

Introducción

El conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) es una especie clave en el suroeste de Europa, especialmente en el ecosistema mediterráneo. Más de 30 especies de predadores se alimentan de este lagomorfo; algunas de ellas especialistas y en peligro de extinción, como el lince ibérico (*Lynx pardinus*) y el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) (Delibes-Mateos et al. 2008a). Tampoco se debe de olvidar su papel como modulador del ecosistema (Gálvez-Bravo et al. 2011), su importancia en la actividad cinegética y la repercusión socio-económica de su presencia en las zonas rurales (Delibes-Mateos et al. 2008b, 2011).

La influencia de factores como la aparición de determinadas enfermedades, la pérdida y fragmentación del hábitat y la mortalidad ocasionada por el hombre ha provocado un notable descenso de las poblaciones de la especie en las últimas décadas, tendencia que no se ha recuperado en la actualidad (Virgós et al. 2006), llegando incluso a desaparecer en las zonas de hábitat más adverso (Moreno & Villafuerte 1995; Villafuerte et al. 1995; Calvete & Estrada 2004). Uno de los factores de influencia más notables ha sido la introducción de dos enfermedades de la mano del hombre: la mixomatosis y la enfermedad hemorrágico-vírica (EHV), que aparecieron en España en la década de los 50 y 80 respectivamente (Calvete et al. 2006). A su vez, la presión cinegética experimentó un incremento en España, con el consiguiente aumento del número de licencias de caza de los años 70 hasta principios del presente siglo, si bien la tendencia actual es decreciente (Real Federación Española de Caza). Por todo ello el conejo de monte ha pasado a estar catalogado, desde el año 2008, como una especie “casi amenazada” por la IUCN (*International Union for Conservation of Nature*). No obstante, hemos de apuntar que a pesar de su importancia en el ecosistema mediterráneo ha sido y aún hoy sigue siendo considerada como una plaga en determinadas regiones del mundo; mientras en otras su ausencia resulta un desastre ecológico (Delibes-Mateos et al. 2011; Ferreira 2012).

En respuesta al descenso poblacional del conejo y su posible desaparición se han llevado a cabo distintas medidas de gestión para su conservación, entre las que destaca la repoblación. Sin embargo, tales actuaciones, principalmente con fines cinegéticos, han resultado poco efectivas y de elevado coste (Angulo 2004). Otro tipo de medidas protectoras son aquellas que adaptan la práctica cinegética en función del estado de cada población, regulando las perchas de caza así como los períodos hábiles de caza (Angulo 2004; Calvete et al. 2005). Por último, también se han ensayado actuaciones complementarias como la aplicación de tratamientos farmacológicos específicos e incluso estrategias de vacunación (Calvete et al. 2004; Calvete & Estrada 2004).

A pesar de todo, la conservación a largo plazo del conejo debe de pasar por la mejora de la calidad del hábitat, asignando a las anteriores líneas de trabajo un papel secundario; es decir, la IUCN considera preferible mejorar el estado de las poblaciones autóctonas que la liberación de animales foráneos (Fischer & Lindenmayer 2000). Esta afirmación se sustenta por el bajo éxito de las repoblaciones así como por los riesgos de tipo genético y sanitario que conllevan (Rogers et al. 1994; Calvete & Estrada 2004; Piorno 2006).

Los factores que determinan la calidad de hábitat del conejo son la disponibilidad de alimento, la cobertura vegetal y el tipo de suelo (Rogers & Myers 1979), que actúan a su vez como factores limitantes del crecimiento poblacional (Lombardi et al. 2003, 2007). El paisaje que refleja el hábitat ideal del conejo y que cubre las necesidades anteriormente enumeradas es aquel que presenta una variedad de unidades ecológicas como pastizales y zonas de matorral (Gálvez-Bravo 2011), combinándose con las zonas de alimento y refugio (bosques y matorrales) (Lombardi et al. 2003; Monzón et al. 2004; Rueda et al. 2008a). No obstante, existe la necesidad de armonizar la conservación de la especie con la realidad del mundo de utilidad y explotación agrícola. Generalmente, las explosiones demográficas de la especie que nos ocupa ocurren en zonas agrícolas muy alteradas y generan conflictos con la agricultura, por el contrario en aquellas zonas menos intervenidas su recuperación es una realidad (Calvete et al. 2006; Delibes-Mateos et al. 2007; Ferreira 2012). La plasticidad ecológica del conejo no impide afirmar que muestre una clara preferencia hacia el refugio que ofrecen especies como el matorral y entornos

que disponen de una amplia variedad de recursos (paisaje en mosaico) (Monzón et al. 2004; Gea-Izquierdo et al. 2005; Rueda et al. 2008a).

En numerosas ocasiones la alimentación mantiene una estrecha relación con la cobertura, debido a que numerosas especies vegetales cumplen la doble función de dar cobijo y alimento, aspectos importantes a la hora de valorar la calidad de un ecosistema (Catalán et al. 2008). Siguiendo esta idea, diversos autores consideran que, en el medio el alimento es el primer factor determinante y, en muchas ocasiones, limitante de la fluctuación poblacional de muchas especies, entre ellas el conejo (Boutin 1984; Villafuerte et al. 1997; Sinclair & Krebs 2002).

Precisamente es esa propiedad de interrelación y conjunto, que tiene el concepto de ecosistema, en dónde se justifican y sustentan las acciones de mejora de la calidad del hábitat. Sin embargo, no en todas las ocasiones, lugares o territorios es posible implementar mejoras de hábitat y, con frecuencia, no se puede alcanzar el objetivo marcado. En estos escenarios, resulta necesario aplicar medidas suplementarias artificiales, como la instalación de comederos, que aportan alimento de calidad, generalmente semillas o granos. También se puede recurrir al aporte artificial de alimento en momentos de mayor necesidad o escasez, como las épocas de cría o condiciones climatológicas extremas (i.e.: sequías prolongadas, fuertes nevadas, etc.) (Gaudioso Lacasa et al. 2010); así como en los momentos iniciales de las repoblaciones y translocaciones, incrementando la tasa de supervivencia y favoreciendo la fijación de los animales al territorio (Liukkonen-Anttila et al. 2001; Millán et al. 2003; Pérez 2006). Además, para mantener altas densidades de población, es frecuente el uso de la alimentación artificial en especies de caza mayor y menor (Vicente et al. 2006; Delibes-Mateos et al. 2008b).

El aporte suplementario de alimento, mediante la instalación de comederos artificiales, debe tener en cuenta distintos aspectos, tales como: la trascendencia de ofrecer alimento de calidad (White 2008); la situación relativa del comedero en áreas de transición y próximas a zonas con cobertura vegetal arbustiva (Lombardi et al. 2003, 2007; Gálvez-Bravo 2011) y, por último, el aspecto sanitario, ya que los comederos propician la agregación animal con el riesgo que conlleva de transmisión de enfermedades (Vicente et al. 2006; Gortázar et al. 2006).

Con el objetivo de esclarecer alguna de las preguntas que rodean a esta medida de gestión, nuestro estudio se centra en el mejor conocimiento de los efectos que la instalación de comederos artificiales pudiera tener sobre las poblaciones naturales de conejo de monte. De forma sintética, los objetivos previstos del presente estudio son: (1) valorar el efecto de algunas variables climatológicas sobre el potencial uso de los comederos; (2) determinar la influencia del tipo o modelo de comedero y de la presencia o ausencia de cobertura vegetal sobre el uso de dichos comederos; (3) analizar el comportamiento del conejo en el entorno de los comederos y; (4) evaluar los biorritmos y patrones de ingestión diaria de la especie.

Material y métodos.

Área de estudio

El desarrollo del presente trabajo se produjo en una finca privada de 308 ha de superficie, situada en el noroeste de España (lat 41° 53'45''N, long4°52'50''W, Valladolid). El estudio de Pérez. (2006) realiza una descripción detallada del hábitat, de las medidas de mejora y de la gestión cinegética llevada a cabo durante más de 15 años. El conejo estaba prácticamente extinto en la zona a principios de los años 90 como consecuencia de los brotes de mixomatosis y EHV ocurridos en la década anterior. A partir de 1995 se llevo a cabo un programa de recuperación de la especie que finalizó en 2002 en el cuál se realizaron translocaciones de conejos con la instalación de madrigueras artificiales. Se observaron 27 madrigueras activas en el año 2008, estando ocupadas el 70% de las mismas. Se utilizó el método Kelker para el cálculo de las estimas poblacionales (conejos/ha) siguiendo la propuesta de cálculo descrita por Gortázar et al. (2002) y obteniéndose unos resultados de 2,1 en 2008, 3,4 en 2009 y 1,36 en 2010.

Descripción de los comederos

En el presente ensayo se utilizaron 16 comederos, distribuidos por parejas en 8 localizaciones distintas del área de estudio (figura 1). El prototipo utilizado estaba compuesto por un cubo o depósito cerrado de plástico, de 25 L de capacidad, con 8 ranuras en el fondo por donde se accedía al alimento. El cubo estaba sujeto por un trípode metálico que lo mantenía a 16 cm de altura sobre el nivel del suelo.

Teniendo en cuenta los estudios realizados sobre el área de campeo del conejo de monte (Díez 2005), la perdiz roja (Pérez 2006) y la liebre ibérica (Sánchez-García et al. 2012b) en el territorio, la densidad de comederos fue de una pareja por cada 40 hectáreas, manteniéndose una distancia mínima de separación entre cada pareja de dispositivos de unos 500 metros. Los comederos se distribuyeron de forma que cubriesen los territorios correspondientes a las áreas de campeo de la perdiz roja, conejo de monte y liebre ibérica (Pérez et al. 2004; Alonso et al. 2005; Sánchez-García et al. 2012b). Si bien fuimos conscientes de la existencia de zonas más favorables para la especie que otras, la presencia de efectivos de las tres especies estuvo constatada en la totalidad de la finca (existencia de núcleos reproductivos), corroborándose la existencia de madrigueras de conejo a 30 metros de distancia de los dispositivos. De las ocho parejas de comederos, cuatro fueron ubicadas en entornos abiertos, sin apenas cobertura vegetal, mientras que las otras cuatro se situaron en entornos con cobertura vegetal de tipo arbóreo-arbustivo.

La pareja de comederos estaba constituida por un dispositivo rodeado por una malla metálica protectora y otro sin ella, separados entre sí a una distancia de unos 50 m. La malla metálica tenía una altura de 1,5 m y un enrejado con una luz de paso de 20 cm². El objetivo fundamental de su colocación fue dotar de protección, al menos inicialmente, frente a la entrada de ganado y potenciales predadores como lobos, perros, zorros o gatos.

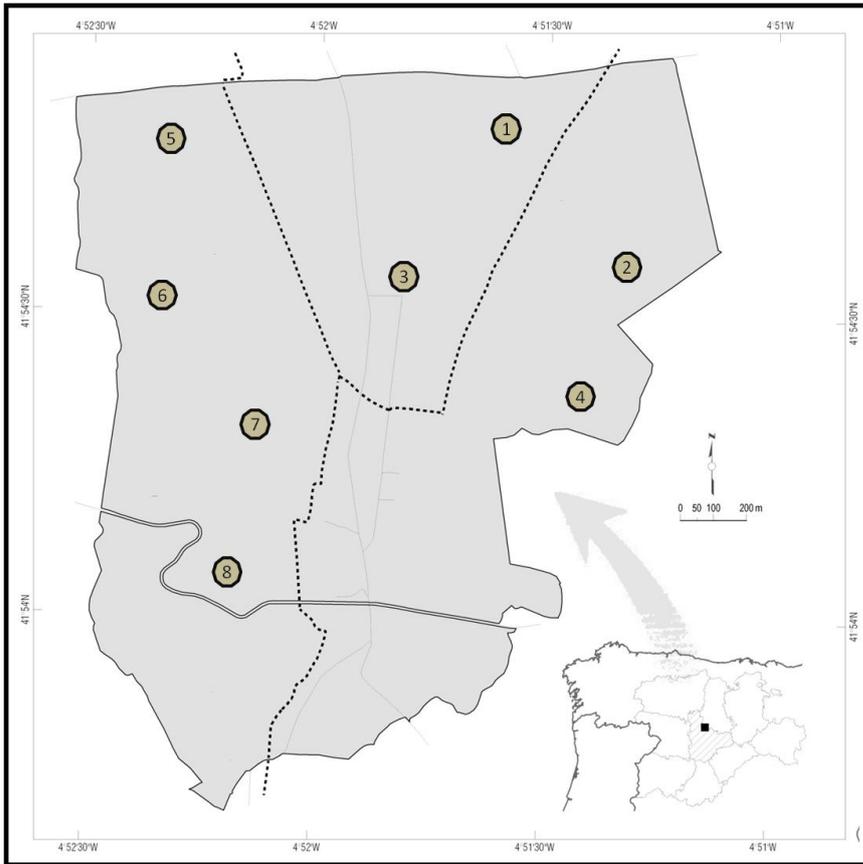


Figura 1. Mapa de la finca de estudio donde se indican las localizaciones de los comederos (N = 8x2).

Toma de datos

El período de estudio estuvo comprendido entre el 15 de Octubre y el 15 de Mayo de los años 2009, 2010 y 2011. Denominamos año 1 al que abarca entre el 15 de Octubre de 2009 y el 15 de Mayo de 2010 y año 2 al que engloba el mismo período entre los años 2010 y 2011. Todo ello abarca dos fases o estaciones principales del clima continental mediterráneo: el otoño-invierno y la primavera.

Se utilizaron 6 cámaras de fototrampeo (Bushnell TrailScout Pro©, Bushnell Trophy©). Cada una de ellas situada a una distancia aproximada de 5 m de cada comedero. Los dispositivos de registro fotográfico fueron programados para funcionar de manera continua, con un tiempo de espera de 1 min entre fotografías consecutivas, según la metodología descrita por Srebek-Araujo & Chiarello (2005) y Rowcliffe et al. (2008).

Las cámaras se situaron en cada pareja de comederos, si bien fueron rotando semanalmente por las distintas localizaciones, de forma que cada entorno (ocho en total) estuviera monitorizado al menos una semana al mes. Cada fotografía fue considerada como un evento independiente al no poder identificar individualmente a los conejos (Kelly & Holub 2008). Se utilizó el número de fotografías por cámara y día como la variable dependiente, denominada “éxito de captura” (en adelante EC) que ha servido para evaluar la frecuencia o intensidad del uso de los comederos (Srbek-Araujo & Chiarello 2005).

El análisis de las fotografías nos ha permitido determinar las variables: (I) fecha y hora, (II) número de conejos y (III) comportamiento de cada animal. Se realizó una clasificación del comportamiento o respuesta etológica de los animales en cinco categorías:

- a) Alimentación en el comedero: el animal se encuentra comiendo en las posiciones más inmediatas del comedero o directamente de él.
- b) En movimiento o patrón desconocido: el conejo se encuentra en movimiento o no es posible determinar con total certeza su comportamiento.
- c) Posición de alerta o vigilancia: se observa al animal con la cabeza erguida y mirada puesta en los alrededores.
- d) Pastoreo: el conejo se encuentra comiendo en los alrededores del comedero, pero no de él. Se incluye aquí la realización de escarbaduras.
- e) Descanso: el animal se revuelca o tumba, en clara posición de descanso.

Los registros climatológicos se obtuvieron de la estación oficial situada en la zona de estudio (www.fieldclimate.com).

Análisis estadístico

La utilización de los comederos se determinó según la variable “Esfuerzo de Captura” (en adelante EC) definida como el número de fotografías de la especie obtenidas por cámara y día.

Se llevo a cabo una prueba de normalidad de la variable EC en cada uno de los dos periodos (año 1 y 2), utilizando el Test de Saphiro-Wilks. El EC fue comparado con los valores medios semanales para las siguientes variables climáticas, basándonos en el estudio previo realizado por Díez (2005):

- Temperatura del aire (°C).
- Humedad relativa (%).
- Precipitación (mm).
- Radiación solar (W/m²).
- Velocidad del viento (m/sec).

Se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson para las variables de distribución normal (paramétricas) y el coeficiente de correlación de Spearman cuando la variable no cumplió el criterio de normalidad (no paramétricas). Siendo conscientes de que el comportamiento animal puede mostrarse con un cierto retraso respecto a las condiciones climatológicas, se ha realizado la correlación del EC con la climatología de la visita previa (Zar 2007).

Se realizó la prueba de t de Student y Wilcoxon para evaluar las posibles diferencias en lo que respecta a la presencia animal (EC) entre los comederos ubicados en entornos abiertos y cubiertos o arbustivos y, entre los comederos protegidos y desprotegidos (Whitlock & Schluter 2009).

Se utilizó la prueba de Shapiro-Wilks para determinar la distribución de las fotografías a lo largo del día, basándonos en los métodos de Sánchez-García et al. (2012), estableciendo la hora como unidad de tiempo.

Por último, se utilizó el test de Mann–Whitney para comparar el porcentaje de patrones de comportamiento observados en función del año de estudio; y se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis para evaluar si existieron diferencias de tales pautas de comportamiento en función del número de conejos presentes en cada fotografía. Las diferencias con $P < 0,05$ han sido consideradas estadísticamente significativas. Todas las pruebas han sido realizadas con el programa SPSS© (v. 17.0 for WINDOWS©, IBM Corporation©).

Resultados

Efecto de determinados factores climáticos sobre el número de fotografías o eventos registrados

Se obtuvieron un total de 6.382 registros fotográficos con presencia de conejos, de ellas 3.386 fueron realizadas en el año 1 y 2.996 en el año 2. La primera fotografía de cada uno de los períodos fue realizada a las 18:41 horas del 11 de Octubre de 2009 y a las 2:30 horas del 8 de Octubre de 2010, respectivamente. Por otro lado, las últimas instantáneas en cada año de estudio fueron a las 19:54 del 26 de Junio de 2010 y a las 19:20 horas del 6 de Abril de 2011.

Tras la aplicación de la prueba Saphiro-Wilks, la distribución de fotografías a lo largo del día durante el año 1 mostró una distribución no normal ($W = 0.662$, Sig. < 0.001), mientras que el año 2 sí presentó una distribución normal ($W = 0.857$, Sig.= 0.071).

En ninguna de las dos temporadas de estudio se encontró una correlación, estadísticamente significativa, entre el EC y los factores climáticos analizados ($P > 0.05$). En el análisis de las correlaciones del EC y la climatología de la semana previa no hubo ningún resultado estadísticamente significativo durante el año 1, pero sí se detectó una correlación estadísticamente significativa entre el EC y la intensidad del viento de la semana precedente para el año 2 ($r = 0.69$, $P < 0.05$) (Tabla 1).

Valorando el número de fotografías (variable EC) a lo largo del periodo de estudio (Octubre-Mayo), se observaron valores mínimos durante los momentos iniciales y finales de cada período de estudio, pero la variación del EC en cada período fue distinta (Gráficos 1 y 2). Así, durante el

año 1 se observó un único incremento del EC en el mes de Marzo, comportándose de manera más constante a lo largo del resto del año. Mientras que, durante el año 2 se observaron dos picos singulares, uno desde mediados de Noviembre hasta mediados de Diciembre y otro en el mes de Febrero.

	2009/2010		2010/2011	
Temperatura del Aire (°C)	$r = 0.12$	$P = 0.67$	$r = -0.53$	$P = 0.12$
	$r = -0.024$	$P = 0.94$	$r = -0.152$	$P = 0.696$
Humedad Relativa (%)	$r = 0.10$	$P = 0.72$	$r = 0.496$	$P = 0.14$
	$r = 0.024$	$P = 0.94$	$r = 0.25$	$P = 0.516$
Lluvia (mm)	$r = 0.07$	$P = 0.08$	$r = 0.55$	$P = 0.10$
	$r = -0.02$	$P = 0.95$	$r = 0.43$	$P = 0.25$
Radiación Solar (W/m ²)	$r = -0.14$	$P = 0.96$	$r = -0.52$	$P = 0.13$
	$r = 0.09$	$P = 0.77$	$r = -0.34$	$P = 0.36$
Velocidad del viento (m/s)	$r = -0.11$	$P = 0.694$	$r = 0.228$	$P = 0.526$
	$r = -0.45$	$P = -0.11$	$r = 0.69$	$P < 0.05$

Tabla 1: Correlaciones entre el número de fotografías, definido por EC, y la climatología semanal y de la semana previa (grados de libertad para los valores de r son $r = 15$ y $r = 10$ para el año 1 y 2 respectivamente). Para el año 1 (2009/2010) se aplica el test de correlación de Spearman y para el año 2 (2010/2011) el test de correlación de Pearson.

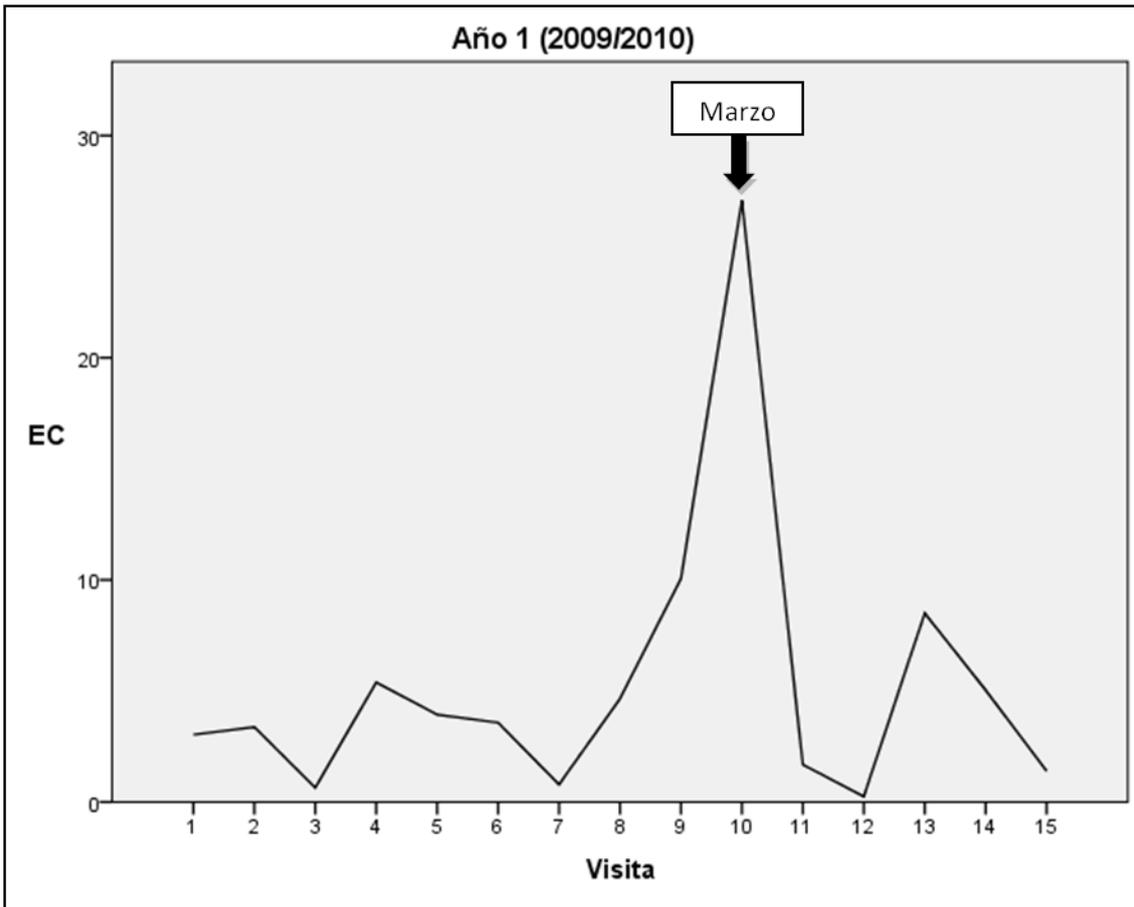


Gráfico 1: Variación de la presencia de conejos a lo largo del año 1 (2009/2010), desde Octubre a Mayo. La variable considerada es el Esfuerzo de Captura (EC) que corresponde con el número de fotografías por cámara y día. El pico de mayor actividad coincide con el mes de Marzo

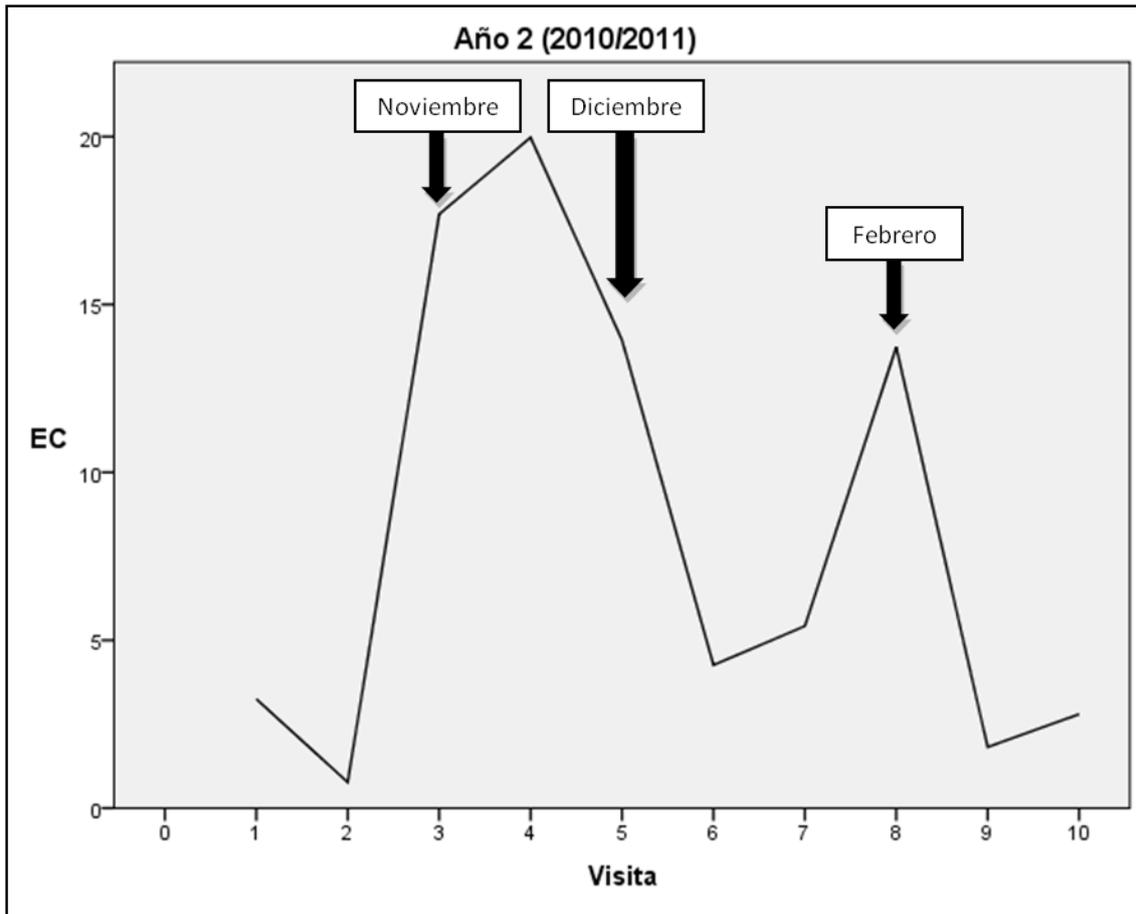


Gráfico 2: Variación de la presencia de conejos a lo largo del año 2 (2010/2011), desde Octubre a Mayo. La variable considerada es el Esfuerzo de Captura (EC) o número de fotografías por cámara y día.

Influencia del tipo de entorno y del diseño de protección de los comederos sobre el grado de utilización.

Se realizó la prueba de Wilcoxon comparando durante el año 1 el EC de aquellos comederos situados en entornos sin cobertura vegetal (en espacios abiertos) y aquellos ubicados en zonas bajo protección arbustiva, sin obtenerse diferencias significativas ($Z = -0,840$; $P = 0,401$). Debido a problemas ajenos al protocolo de estudio (sustracción y/o deterioro de cámaras) y por causas climatológicas (inundaciones puntuales) no se pudo realizar la comparación entre los entornos durante el año 2 al no obtenerse fotografías de la presencia de conejos en los entornos despejados.

Comportamiento de los animales observado en el entorno de los comederos

Examinando la totalidad de las fotografías en las que se identifica la especie objeto de análisis (n = 6370), el número de animales identificados por visita se encontró en un rango de 1-7 conejos (Tabla 2), si bien en la mayoría de las fotografías se confirmó la presencia de un único animal (57,24%) o de una pareja de individuos (37,30%). Únicamente se observaron tres individuos por visita en un 4,80% de las fotografías analizadas, mientras que el registro de un número mayor de animales no alcanzó el 1% del total.

Nº Individuos	Visitas (%)
1	57,24
2	37,30
3	4,80
4	0,42
5	0,22
7	0,02

Tabla 2: Porcentaje del número conejos presentes en los comederos de forma simultánea.

El análisis de los potenciales patrones de comportamiento se realizó sobre un número total de 9501 conejos. También se analizó el comportamiento de los animales en relación al número de animales presentes en cada registro, denominada variable “número de animales”. Las pautas etológicas más observadas fueron: “en movimiento o desconocido” (38,57%), “alerta” (29,29%) y “alimentación” (28,02%) (Tabla 3). El porcentaje que representan estos tres tipos o categorías de patrones etológicos engloban la práctica totalidad de las manifestaciones del comportamiento registrado (95,88%).

El comportamiento clasificado como “en movimiento o desconocido” estuvo influenciado por la variable “año” (Prueba de Mann-Whitney $Z = -5,061$, sig. $P < 0,001$) (Tabla 4), observándose una frecuencia del 32,16% en el primer año frente a un 45,85% en el segundo período (máxima frecuencia observada) (Tabla 3); en cuanto a la variable “número de animales” únicamente se vio afectada en el año 2 (Test de Kruskal Wallis, $X^2 = 14,643$, sig. = 0.006) incrementándose el

porcentaje de conejos en movimiento a medida que aumenta el número de individuos presentes en cada instantánea (Tabla 5). Por otro lado, el comportamiento “alerta” no se vio afectado por la variable año y únicamente aparece influenciado el número de conejos en el año 1 ($X^2 = 13,777$, sig. = 0,017) (Tabla 4) apreciándose un descenso del número de animales en alerta a medida que aumenta el número de individuos presentes por instantánea (Tabla 5). Asimismo, los patrones que engloban el epígrafe “alimentación” sí estuvieron influenciados por la variable “año” ($Z = -4,235$, sig. < 0,001) (Tabla 4) con un descenso desde un 32,93% del primer año hasta un 22,45% del segundo (Tabla 3). Además, el “número de animales” únicamente influyó, de manera estadísticamente significativa, en el caso del año 2 ($X^2 = 14,293$, sig. = 0,002) (Tabla 4) descendiendo el porcentaje de animales que se identifican comiendo a medida que aumenta el número individuos por visita, resultando evidente ese descenso a partir de la presencia de 3 o más conejos (tabla 5). Por último, el “pastoreo” también estuvo influenciado por la variable “año” ($Z = -2,814$, sig. = 0,005) reduciéndose la identificación de su comportamiento de un 4,28% a un 3,19%, el número de conejos influyó solamente en el segundo período ($X^2 = 18,357$, sig. = 0,001) decreciendo su porcentaje a medida que se incrementaba el número de conejos por visita.

Año	Nº Animales	Alimentación	Movimiento	Alerta	Pastoreo	Descanso
1	5047	32,93	32,16	30,28	4,28	0,36
2	4454	22,45	45,85	28,18	3,19	0,34
Total	9501	28,02	38,57	29,29	3,77	0,35

Tabla 3: porcentajes de comportamiento del conejo observado durante el año 1 y 2, así como el promedio del total del estudio.

	Año		Nº Animales Año 1		Nº Animales Año 2	
Alimentación	Z	-4,235	Chi-cuadrado	8,897	Chi-cuadrado	17,293
	Sig. asintót. (bilateral)	0.001	Gl	5	gl	4
			Sig. asintót.	0.113	Sig. asintót.	0.002
En movimiento / Desconocido	Z	-5,061	Chi-cuadrado	6,131	Chi-cuadrado	14,643
	Sig. asintót. (bilateral)	0.001	gl	5	gl	4
			Sig. asintót.	0.294	Sig. asintót.	0.006
Alerta	Z	-1,831	Chi-cuadrado	13,777	Chi-cuadrado	3,167
	Sig. asintót. (bilateral)	0.067	gl	5	gl	4
			Sig. asintót.	0.017	Sig. asintót.	0.530
Pastoreo	Z	-2,814	Chi-cuadrado	6,132	Chi-cuadrado	18,357
	Sig. asintót. (bilateral)	0.005	gl	5	gl	4
			Sig. asintót.	0.294	Sig. asintót.	0.001
Descanso	Z	-0.743	Chi-cuadrado	9,732	no datos suficientes	
	Sig. asintót. (bilateral)	0.458	gl	5		
			Sig. asintót.	0.083		

Tabla 4: Comparación de los porcentajes de comportamiento en función del año (columna comportamiento) utilizando el test Mann-Whitney. Observación de las diferencias de comportamiento (Kruskal-Wallis) en función del número de conejos para cada uno de los años (columna número de animales año 1 y 2).

Animales	Alimentación		Movimiento		Alerta		Pastoreo		Baño	
	Año 1	Año 2	Año 1	Año 2						
1	34,70	22,51	31,11	45,86	29,39	27,79	4,39	3,42	0,40	0,42
	<i>29,13</i>		<i>37,85</i>		<i>28,66</i>		<i>3,95</i>		<i>0,41</i>	
2	32,43	23,60	32,47	44,02	31,49	28,71	3,39	3,34	0,21	0,33
	<i>27,93</i>		<i>38,36</i>		<i>30,07</i>		<i>3,37</i>		<i>0,27</i>	
3	29,27	14,68	33,33	57,80	31,47	26,30	5,08	1,22	0,85	0,00
	<i>24,07</i>		<i>42,05</i>		<i>29,63</i>		<i>3,70</i>		<i>0,54</i>	
4	32,89	15,63	36,84	56,25	14,47	28,13	15,79	0	0	0
	<i>27,78</i>		<i>42,59</i>		<i>18,52</i>		<i>11,11</i>		<i>0</i>	
5	30,77	0	32,31	80,00	24,62	20,00	12,31	0	0	0
	<i>28,57</i>		<i>35,71</i>		<i>24,29</i>		<i>11,43</i>		<i>0</i>	
7	28,57	-	71,43	-	0	-	0	-	0	-
	<i>28,57</i>		<i>71,43</i>		<i>0</i>		<i>0</i>		<i>0</i>	

Tabla 5: Porcentajes de cada tipología de comportamiento del conejo según el número de animales observados en las fotografías en cada uno de los años. En cursiva porcentaje total de ambos años.

Evaluación de los patrones de ingestión diaria de la especie.

Tras el análisis de los registros fotográficos se constata la presencia de conejos durante todas las horas del día, considerando cada una de las 24 horas del día como unidad, (Gráficos 3 y 4). No existió una distribución normal del número de fotografías a lo largo del día en el año 1 (prueba de Saphiro-Wilks) ($W = 0,909$; $P < 0,01$), registrándose el valor más bajo a las 13:00 horas (1,53%) y el más alto a las 19:00 (8,06%). Del mismo modo, en el año 2 y tras realizar la prueba de Saphiro-Wilks sobre el número de fotografías tomadas a lo largo del día no aparece una distribución normal ($W = 0,872$; $P < 0,01$), durante ese año el valor más bajo se encontró a las 13:00 horas (0,23%) y el más alto a las 19:00 (9,08%).

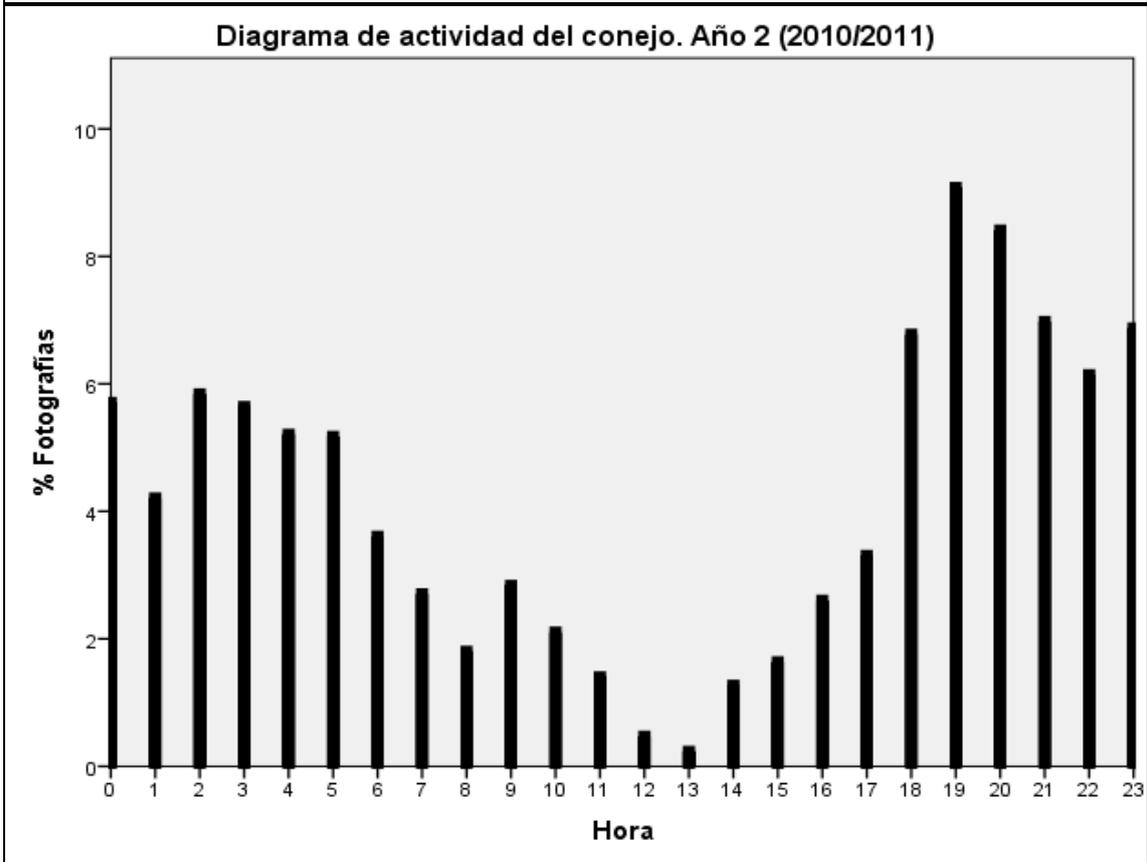
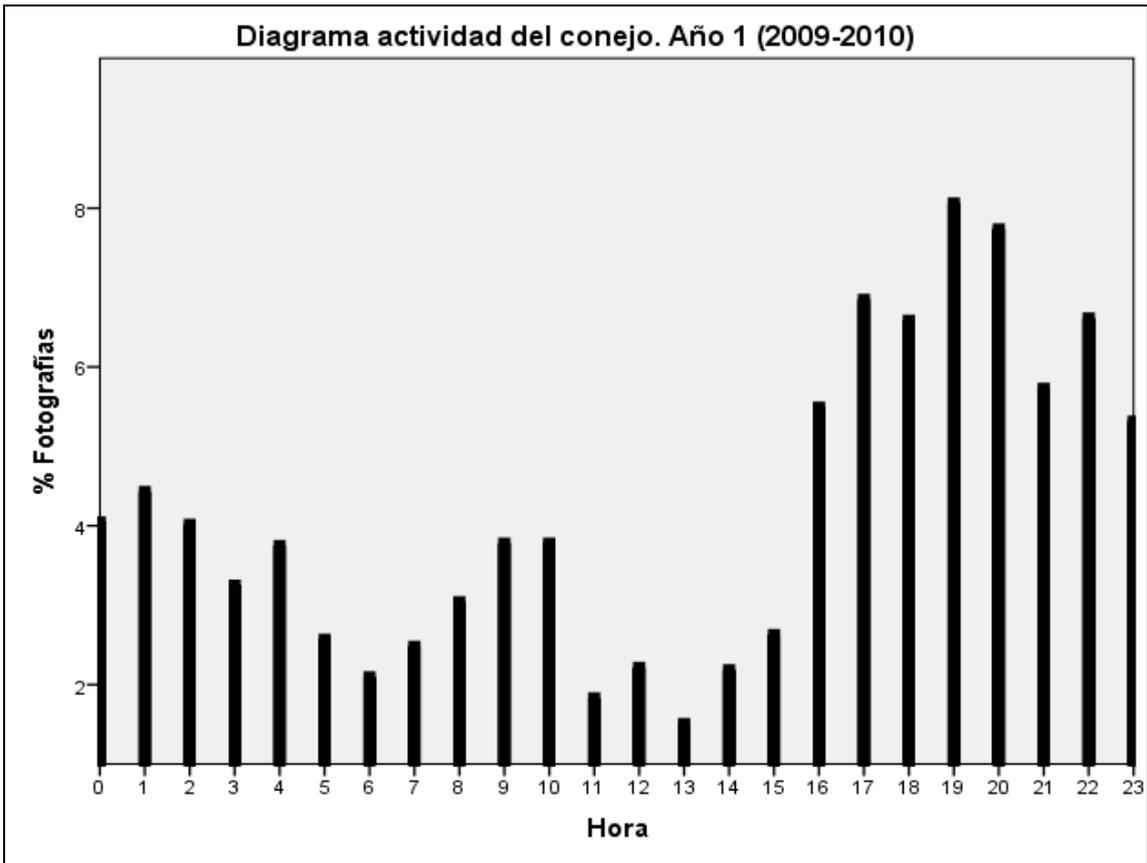


Gráfico 3 (superior) y 4 (inferior): Diagrama de actividad del conejo de monte durante el año 1 (2009/2010) – Grafico 3 y el año 2 (2010/2011).-Grafico 4. Porcentaje de fotografías por hora realizadas a lo largo de las horas del día.

Con el fin de observar de manera comparativa la presencia de los conejos a lo largo del día se agruparon todas las visitas en grupos de tres horas consecutivas, obteniendo un total de 8 grupos (Tabla 6), separando por años y posteriormente valorando todos los datos en conjunto. El intervalo de tiempo que acumula un mayor porcentaje de visitas durante ambos años, y también en el cómputo global, fue el período de tiempo comprendido entre las 18 y 20 horas, con unos valores de 22,39%, 24,27% y 23,27%, respectivamente. Una situación similar ocurre con el período de menor presencia del conejo que acontece entre las 12 y 14 horas, observándose un 5,91%, un 1,97% y un 4,06%, en relación al primer, segundo año y al global, respectivamente. Al realizar la suma de las fracciones horarias vespertinas y nocturnas (18-20; 21-23; 0-2 y 3-5 horas) se aprecia que alcanzan un valor de 62,11%, 76,03% y 68,65% del año 1, 2 y del global respectivamente.

Fracción horaria	Porcentaje Año 1	Porcentaje Año 2	Porcentaje Total
0-2 horas	12,49	15,75	14,02
3-5 horas	9,57	16,02	12,60
6-8 horas	7,62	8,11	7,85
9-11 horas	9,39	6,34	7,96
12-14 horas	5,91	1,97	4,06
15-17 horas	14,97	7,54	11,49
18-20 horas	22,39	24,27	23,27
21-23 horas	17,66	19,99	18,76

Tabla 6: Porcentajes de visitas de los conejos durante el primer y segundo año a lo largo del día (agrupando las visitas cada tres horas) y de presencia total.

Discusión

Los hallazgos más relevantes de este estudio revelan que existe una utilización de los comederos por parte del conejo de monte de manera continuada durante todo el período de estudio, si bien su presencia es notablemente mayor durante períodos concretos, motivados por la escasez de recursos alimentarios y requerimientos reproductivos (Díez 2005). No se observó una influencia clara de la climatología en la presencia del conejo en los comederos. Así mismo, tampoco la cobertura vegetal arbustiva resultó determinante en el potencial uso de los comederos. Sin

embargo, el tamaño del grupo sí que influyó en el comportamiento de los conejos, que además mostraron mayor actividad durante el período vespertino y nocturno

El hecho de que la utilización de los comederos artificiales por parte del conejo de monte se proyecte a lo largo de todo el período de estudio está en consonancia con estudios previos relativos al uso de bebederos artificiales por parte de la perdiz roja y el conejo de monte (Gaudioso Lacasa et al. 2010; Sánchez-García et al. 2012a) y de los comederos por parte de la perdiz (Armenteros et al., en preparación) que confirman la trascendencia de la implementación de estas herramienta de gestión durante las épocas de escasez.

Así y todo, para el conejo de monte no hemos encontrado una relación evidente entre la frecuencia o intensidad del uso de los comederos y la climatología reinante durante el período de estudio. Es decir, el número de visitas de los conejos a los comederos y su consecuente utilización resulta similar durante los días de sol, lluvia, viento, nieve, etc. Por lo tanto, parece comprobarse que una vez que los conejos se habitúan a la utilización de los comederos, lo consideran una fuente regular de alimento y, las visitas a los mismos forman parte de su actividad diaria rutinaria, sin verse afectados por factores externos como la climatología. Esto nos hace pensar que los comederos no suponen para los conejos una fuente esporádica de alimento, sino continua en el tiempo.

No obstante, sí hemos encontrado una relación entre la presencia del conejo en los comederos y la velocidad del viento de la semana precedente. Similares conclusiones han sido realizadas por varios autores que afirman que los factores climatológicos no ejercen efectos inmediatos sobre la intensidad del uso en comederos y bebederos artificiales, pero que puede existir una respuesta diferida en el tiempo (Larsen et al. 2007; Sánchez-García et al. 2012a). Una explicación posible al efecto del viento de la semana precedente en el aumento de la presencia de animales en los comederos la aporta Díez (2005) que observa una correlación positiva de la velocidad del viento con la actividad de los conejos macho, debido principalmente a la aparición de un comportamiento de vigilancia mayor. Este incremento de los patrones etológicos antipredatorios podría suponer un descenso en el tiempo de alimentación, observándose el efecto compensatorio

en el período posterior, como apreciamos en nuestro estudio. Es decir, después de una etapa de menor consumo de alimento o de menor número de visitas a los comederos, sobreviene un período en el que se incrementan el consumo de alimento y por lo tanto aumentan el número de visitas a los comederos.

Como era de esperar, también hemos observado que la utilización de los comederos por parte del conejo no se ha mantenido constante a lo largo de todo el periodo de estudio, existiendo un incremento de actividad en el mes de Marzo del primer año, así como un pico de actividad en Noviembre-Diciembre y Febrero del segundo año. Estas variaciones de las frecuencias de uso se pueden explicar por la mayor escasez de alimento durante determinados momentos del año (Lombardi et al. 2003), así como el incremento de la actividad reproductiva durante el mes de Marzo, como se ha observado en estudios llevados a cabo en conejos mantenidos en semi-cautividad (Díez et al. 2013). Los picos de actividad observados a finales del invierno, en ambos años (Febrero y Marzo), tendrían su explicación por el agotamiento de las fuentes de alimento natural al no haberse producido todavía el rebrote de primavera o desarrollo vegetal, siendo éste el momento de mayor carestía. La variación en la climatología invernal interanual podría explicar también algunas diferencias temporales, ya que la temperatura media durante el primer invierno resultó inferior ($1,87^{\circ}\text{C}$) a la del segundo ($3,36^{\circ}\text{C}$). Este hecho pudo provocar un retraso en el crecimiento vegetal que motivo un elevado consumo de alimento en los comederos durante el mes de Marzo del primer año. Mientras tanto la climatología del segundo año, con una pluviometría superior respecto al primero, tanto invernal como primaveral, supuso un mayor y más precoz rebrote vegetal (elevado crecimiento de especies vegetales) lo que pudo ocasionar un adelantamiento del ciclo reproductivo, que coincide con el pico de consumo en Febrero observado durante el segundo año. Asimismo, el incremento del consumo registrado durante Noviembre y Diciembre del segundo año puede ser consecuencia de las elevadas precipitaciones registradas durante ese período (tanto en forma de lluvia como de nieve), que incluso ocasionaron inundaciones localizadas, ello unido a un descenso térmico que limitó o impidió el acceso a las fuentes naturales de alimento, incrementándose el uso de los comederos.

La presencia de la especie en los comederos durante todo el período indica que son utilizados con frecuencia, recordando la importancia del alimento y la calidad del mismo, hecho descrito como factor limitante en el crecimiento poblacional de lepóridos como la liebre americana (*Lepus americanus*) (Boutin 1984) o el mismo conejo de monte (Villafuerte et al. 1997).

En contra de lo esperado, no se ha podido demostrar que exista una mayor presencia de conejos en los comederos situados en las zonas donde existe un mayor grado de cobertura vegetal, a pesar de estar descrita la protección que brindan tales parajes frente a la depredación y de la importancia de su existencia en las proximidades a las zonas de alimentación así como en la cercanía a las madrigueras, especialmente para los juveniles (Rueda et al. 2008b; Lee et al. 2010; Fernández-Olalla et al. 2010). Sin embargo, a diferencia de lo observado en el estudio de los bebederos en verano donde la cobertura vegetal si influyó en el uso de la medida de gestión (Capítulo 1 y 2 de la Tesis), en los comederos esta influencia no se ha podido demostrar. No obstante, hay que tener en cuenta que la cobertura vegetal suaviza la climatología estival, al proporcionar protección frente al sol (Larsen et al. 2007). Este hecho nos hace pensar que, al menos durante el período de estudio, los espacios abiertos y aquellos que poseen una cobertura vegetal tienen una importancia similar para el conejo. Esta teoría se encuentra en consonancia con lo expuesto por Carvalho & Gomes (2004) que consideran de gran importancia para la especie el intercalado de zonas abiertas y zonas con cobertura. Atendiendo a estrategias antipredatorias la preferencia del conejo por este hábitat heterogéneo, como explica Moreno et al. (1996) al afirmar que, para el conejo de monte, la cobertura vegetal es segura durante el día pero peligrosa durante la noche. A esto último tenemos que añadir que no se ha analizado la existencia de una variación en el comportamiento del conejo en los distintos entornos. Por otro lado, tampoco se ha observado ninguna influencia del vallado de exclusión en las visitas a los comederos.

En el análisis de las tipologías o modalidades de comportamiento registrados se pudo observar una utilización real de los comederos como fuente de alimentación, de modo que un 28% de los animales fotografiados se encontraban comiendo. Asimismo, un 29% de los sujetos capturados

por la cámara presentaron actitudes o posturas indicativas de un comportamiento de alerta. Estos resultados evidencian que un tercio de los animales observados se encontraban en vigilancia, prueba del momento de elevado riesgo que supone la alimentación. Cabe mencionar también que el 39% de animales fotografiados se encontraba en movimiento, elevado porcentaje aunque ligeramente inferior al obtenido en el estudio realizado en el uso de bebederos donde se alcanzó el 62,6% (Armenteros et al., en preparación). Estos datos son indicativos de las limitaciones de esta técnica para el análisis del comportamiento del conejo, posiblemente debido a las características etológicas propias de la especie, teniendo en cuenta que se han observado porcentajes inferiores de individuos en movimiento en la perdiz roja (23%) (Sánchez-García et al. 2012a). No obstante y a pesar de las restricciones de la técnica se ha recabado información relevante en dos aspectos etológicos singulares: el primero es la observación de un porcentaje considerable de animales comiendo (28%), hecho que confirma el adecuado uso de la medida de gestión cinegética implementada por parte del conejo y, en segundo término, el representativo porcentaje de animales en actitud de vigilancia (29%).

El porcentaje de comportamiento observado en “alerta” ha estado influido por el número de conejos fotografiados, lo cual está de acuerdo con la teoría de la “manada egoísta” según la cual existe un descenso en la vigilancia individual y por tanto una reducción del riesgo de captura a medida que aumenta el tamaño del grupo (Hamilton 1971). Otros autores añaden a esta teoría el concepto de la competición intraespecífica, situación que ha sido constatada en el conejo de monte (Roberts 1988); este concepto podría explicar el motivo por el cual a medida que aumenta el tamaño del grupo durante la visita al comedero, existe un descenso en el porcentaje de animales alimentándose y un incremento de aquellos en movimiento. Sin embargo, en nuestro estudio no hemos podido identificar ninguna situación de competencia intraespecífica, por lo tanto resultan necesarias futuras investigaciones para desvelar el comportamiento de esta especie con sus congéneres.

El conejo ha sido observado en las proximidades de los comederos durante todas las horas del día, si bien aproximadamente el 70% de las visitas estuvieron concentradas en las horas

crepusculares y nocturnas, lo que concuerda con la existencia de un biorritmo circadiano dominante en el que predomina la actividad o el comportamiento nocturno de la especie (Díez 2005). No obstante, en nuestro estudio se contempla también la presencia del lagomorfo durante las horas diurnas, comportamiento descrito en los entornos de matorral (Lombardi et al. 2003), si bien con una frecuencia casi anecdótica, sobre todo en las horas centrales del día.

Tal vez, algunas limitaciones del presente estudio, tales como la precariedad logística y la duración, han comprometido la mejor contundencia de los resultados y la definitiva solidez de las conclusiones. Así y todo, podemos afirmar que se ha demostrado la utilización continuada de los comederos artificiales por parte de los conejos y la efectividad de la utilización de algunos elementos protectores. El uso frecuente de tales instalaciones por parte de la especie puede sugerir que podría tener cierta repercusión positiva en la mejor gestión de las poblaciones, aunque futuras investigaciones deberán evaluar el impacto real conseguido y su rentabilidad biológica y/o cinegética, tal y como se ha hecho con otras medidas de gestión del hábitat (Angulo 2004; Delibes-Mateos et al. 2008b).

Implicaciones en la gestión

Este trabajo puede servir de ayuda en el diseño de la mejor gestión cinegética del conejo de monte. Hemos podido comprobar cómo los comederos son utilizados a lo largo del período de estudio de manera continuada, destacando un incremento de su uso a finales del invierno, posiblemente debido al agotamiento de las fuentes naturales de alimento, momento que suele coincidir con el final de la temporada cinegética y, a su vez, con la retirada de los comederos en el medio. Por ello, queremos hacer hincapié en la importancia de mantener estas medidas de gestión hasta que las fuentes de alimento natural sean más abundantes, esto es, hasta que los rebrotes de primavera sean más evidentes. Asimismo, hemos observado que durante la época invernal la cobertura vegetal no influye en el uso de los comederos, no obstante debemos de situar los comederos en las localizaciones más adecuadas.

Bibliografía

Alonso, M. E., Pérez, 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*). *British Poultry Science*, **46**, 401–406.

Angulo, E. 2004. Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. *Biological Conservation*, **115**, 291–301.

Boutin, S. 1984. Oecologia on numbers and movements of snowshoe hares. *Oecologia (Berlin)*, **62**, 393–400.

Calvete, C. & Estrada, R. 2004. Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbits. Improving the release protocol. *Biological Conservation*, **120**, 507–516.

Calvete, C., Estrada, R., Lucientes, J., Osacar, J. J. & Villafuerte, R. 2004. Effects of vaccination against viral haemorrhagic disease and myxomatosis on long-term mortality rates of European wild rabbits. *The Veterinary record*, **155**, 388–92.

Calvete, C., Angulo, E. & Estrada, R. 2005. Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective. *Biological Conservation*, **121**, 623–634.

Calvete, C., Pelayo, E. & Sampietro, J. 2006. Habitat factors related to wild rabbit population trends after the initial impact of rabbit haemorrhagic disease. *Wildlife Research*, **33**, 467.

Catalán, I., Rodríguez-Hidalgo, P. & Tortosa, F. S. 2008. Is habitat management an effective tool for wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement? *European Journal of Wildlife Research*, **54**, 449–453.

Delibes-Mateos, M., Ferreras, P. & Villafuerte, R. 2007. 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., Redpath, S. M., Angulo, E., Ferreras, P. & Villafuerte, R. 2008a. Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Conservation Biology*, **22**, 1106–1117.

Delibes-Mateos, M., Ferreras, P. & Villafuerte, R. 2008b. Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why they do not match? *European Journal of Wildlife Research*, **55**, 65–69.

Delibes-Mateos, M., Smith, A. T., Slobodchikoff, C. N. & Swenson, J. E. 2011. The paradox of keystone species persecuted as pests: A call for the conservation of abundant small mammals in their native range. *Biological Conservation*, **144**, 1335–1346.

Díez, C. 2005. Actividad del conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*, L. 1758).

Díez, C., Sánchez-García, C., Pérez, J. A., Bartolomé, D. J., González, V., Wheatley, C., Alonso, M. E. & Gaudioso, V. R. 2013. Behavioural activity of wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) under semi-natural rearing systems: establishing a seasonal pattern. *World Rabbit Science*, **21**, 263–270.

Fernández-Olalla, M., Martínez-Jauregui, M., Guil, F. & San Miguel-Ayanz, A. 2010. Provision of artificial warrens as a means to enhance native wild rabbit populations: what type of warren and where should they be sited? *European Journal of Wildlife Research*, **56**, 829–837.

Ferreira, C. 2012. European rabbit research in the Iberian Peninsula: state of the art and future perspectives. *European Journal of Wildlife Research*, **58**, 885–895.

Fischer, J. & Lindenmayer, D. . 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*, **96**, 1–11.

Gálvez-Bravo, L. 2011. Conejo- *Oryctolagus cuniculus*. In: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles.*, (Ed. by A. Salvador & J. Cassinello), pp. 25. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

Gálvez-Bravo, L., López-Pintor, a., Rebollo, S. & Gómez-Sal, a. 2011. European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) engineering effects promote plant heterogeneity in Mediterranean dehesa pastures. *Journal of Arid Environments*, **75**, 779–786.

Gaudioso Lacasa, V. R., Sánchez García-Abad, C., Prieto Martín, R., Bartolomé Rodríguez, D. J., Pérez Garrido, J. a. & Alonso de La Varga, M. E. 2010. Small game water troughs in a Spanish agrarian pseudo steppe: visits and water site choice by wild fauna. *European Journal of Wildlife Research*, **56**, 591–599.

Gea-Izquierdo, G., Muñoz-Igualada, J. & San Miguel-Ayanz, A. 2005. Rabbit warren distribution in relation to pasture communities in Mediterranean habitats: consequences for management of rabbit populations. *Wildlife Research*, **32**, 723–731.

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

Hamilton, W. D. 1971. Geometry for the selfish herd. *Journal of theoretical biology*, **31**, 295–311.

Kelly, M. J. & Holub, E. L. 2008. Camera Trapping of Carnivores : Trap Success Among Camera Types and Across Species , and Habitat Selection by Species , on Salt Pond Mountain , Giles. *Northeastern Naturalist*, **15**, 249–262.

Larsen, R. T., Flinders, J. T., Mitchell, D. L., Perkins, E. R. & Whiting, D. G. 2007. Chukar Watering Patterns and Water Site Selection. *Rangeland Ecology Management*, **60**, 559–565.

Lee, J. E., Larsen, R. T., Flinders, J. T. & Eggett, D. L. 2010. Daily and Seasonal Patterns of Activity at Pygmy Rabbit Burrows in Utah. *Western North American Naturalist*, **70**, 189–197.

Liukkonen-Anttila, T., Kentala, A. & Hissa, R. 2001. Tannins--a dietary problem for hand-reared grey partridge *Perdix perdix* after release? *Comparative biochemistry and physiology Part C*, **130**, 237–48

Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S. & Villafuerte, R. 2003. Habitat-related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution and activity. *Journal of Mammalogy*, **84**, 26–36.

Lombardi, L., Fernández, N. & Moreno, S. 2007. Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments. *Basic and Applied Ecology*, **8**, 453–463.

Millán, J., Gortázar, C., J Buenestado, F., Rodríguez, P., S Tortosa, F. & Villafuerte, R. 2003. Effects of a fiber-rich diet on physiology and survival of farm-reared red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *Comparative biochemistry and physiology. Part A, Molecular & integrative physiology*, **134**, 85–91

Monzón, A., Fernandes, P. & Rodrigues, N. 2004. Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, Portugal. *European Journal of Wildlife Research*, **50**, 1–6.

Moreno, S. & Villafuerte, R. 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation*, **73**, 81–85.

- Pérez, J. A.** 2006. Determinación de los principales parámetros ecoetológicos de la perdiz roja (*Alectoris rufa* Linnaeus, 1758) y su aplicación a la evaluación de animales destinados a repoblación.
- Pérez, J. A., Alonso, M. E., Gaudioso, V. R., Olmedo, J. A., Díez, C. & Bartolomé, D.** 2004. Use of Radiotracking Techniques to Study a Summer Repopulation with Red-Legged Partridge (*Alectoris rufa*) Chicks. *Poultry Science*, **83**, 882–888.
- Piorno, V.** 2006. Gestión cinegética y conservación del conejo de monte.
- Roberts, S. C.** 1988. Social influences on vigilance in rabbits. *Animal Behaviour*, **36**, 905–913.
- Rogers, P. M. & Myers, K.** 1979. Ecology of the European Wild Rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in Mediterranean Habitats. I. Distribution in the Landscape of the Coto Donana, S. Spain. *Journal of Applied Ecology*, **16**, 691–703.
- Rogers, P. M., Arthur, C. P. & Soriguer, R. C.** 1994. The rabbit in continental Europe. In: *The european rabbit: the history and biology of a successful colonizer*, (Ed. by C. M. Thompson, H.V. y King), pp. 22–63. Oxford Univesity Press, Oxford.
- Rueda, M., Rebollo, S., Gálvez-Bravo, L. & Escudero, A.** 2008a. Habitat use by large and small herbivores in a fluctuating Mediterranean ecosystem: Implications of seasonal changes. *Journal of Arid Environments*, **72**, 1698–1708.
- Rueda, M., Rebollo, S. & Bravo, L.** 2008b. Age and season determine European rabbit habitat use in Mediterranean ecosystems. *Acta Oecologica*, **34**, 266–273.
- Sánchez-García, C., Armenteros, J. a., Alonso, M. E., Larsen, R. T., Lomillos, J. M. & Gaudioso, V. R.** 2012a. Water-site selection and behaviour of red-legged partridge *Alectoris rufa* evaluated using camera trapping. *Applied Animal Behaviour Science*, 1–10.
- Sánchez-García, C., Alonso, M. E., Bartolomé, D. J., Pérez, J. a., Larsen, R. T. & Gaudioso, V. R.** 2012b. Survival, home range patterns, probable causes of mortality, and den-site selection of the Iberian hare (*Lepus*, Leporidae, Mammalia) on arable farmland in north-west Spain. *Italian Journal of Zoology*, **79**, 590–597.
- Sinclair, A. R. E. & Krebs, C. J.** 2002. Complex numerical responses to top–down and bottom–up processes in vertebrate populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, **357**, 1221–1231.

- Srbek-Araujo, A. C. & Chiarello, A. G.** 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, **21**, 121–125.
- Vicente, J., Höfle, U., Garrido, J. M., Fernández-De Mera, I. G., Juste, R., Barral, M. & Górtazar, C.** 2006. Wild boar and red deer display high prevalences of tuberculosis-like lesions in Spain. *Veterinary research*, **37**, 107–119.
- Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J. C. & Lucientes, J.** 1995. Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia*, **59**, 651–659.
- Villafuerte, R., Lazo, A. & Moreno, S.** 1997. Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations. *Revista Ecológica*, **52**, 345–356.
- Virgós, E., Cabezas-Díaz, S. & Lozano, J.** 2006. Is the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) a threatened species in Spain? Sociological constraints in the conservation of species. *Biodiversity and Conservation*, **16**, 3489–3504.
- White, T. C. R.** 2008. The role of food, weather and climate in limiting the abundance of animals. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, **83**, 227–48.
- Whitlock, M. C. & Schluter, D.** 2009. *The analysis of biological data*. Greenwood Village : Roberts and Company Publishers.
- Zar.** 2007. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River, NJ, USA.

Evaluación de la presencia de especies silvestres en los comederos artificiales habilitados para la caza menor

Evaluación de la presencia de especies silvestres en los comederos artificiales habilitados para la caza menor.

Introducción

La gestión cinegética es una realidad practicada en gran parte de los terrenos con aprovechamiento de la caza, principalmente motivada por el valor económico que supone dicha actividad así como por la necesidad de mantener y aumentar las poblaciones de las especies cinegéticas. Contradiendo la opinión de algunos grupos conservacionistas, la mencionada gestión puede favorecer a la conservación y biodiversidad del ecosistema aunque, lamentablemente, la proporción de gestores interesados en la fauna no cinegética es todavía pequeña (Stoate, C. & Szczur 2001; Delibes-Mateos et al. 2008b; Arroyo et al. 2013).

Las principales medidas de gestión para incrementar las especies cinegéticas de caza menor, esencialmente la perdiz roja (*Alectoris rufa*) y el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) son: el control de depredadores, la gestión del hábitat (incrementando la calidad y disponibilidad del mismo), el manejo de las poblaciones (suplementando alimento, agua y eventualmente alguna medicación) y la repoblación (suelta de individuos criados en cautividad) (Robles 1998; Pérez 2006).

La mejora de la calidad del hábitat es una de las medidas, a largo plazo, más beneficiosas que existen cuyo objetivo es la creación de un paisaje “en mosaico”, ideal para las especies de caza menor: pequeñas parcelas agrícolas con cultivos heterogéneos, zonas sin cultivar, así como linderos y zonas con cobertura arbórea o arbustiva (Virgós et al. 2003; Buenestado et al. 2008; Casas & Viñuela 2010). A pesar de ser una distribución ejemplar, su aplicación resulta complicada en la realidad, por ello es frecuente llevar a cabo otras propuestas alternativas o complementarias tales como el suministro de agua y alimento en determinadas épocas (Leopold 1933).

Ciertos autores afirman que la alimentación suplementaria no tiene consecuencia alguna sobre la supervivencia de los animales, aunque sí constatan la existencia de efectos positivos

posteriores (Draycott 2002; Robb et al. 2008). Por contra, otros defienden la constatación de un aumento de la supervivencia durante el período de suplementación (Townsend et al. 1999; Demaso et al. 2002). En lo referente a la implementación o provisión de bebederos artificiales para la fauna silvestre se considera que proporcionan una influencia positiva para un gran número de especies, tanto cinegéticas como no cinegéticas, sin embargo no todos los proyectos suponen un incremento de la abundancia y distribución del colectivo animal afectado (Rosenstock et al. 1999). Las investigaciones al respecto obtienen conclusiones dispares, mientras trabajos realizados en Norteamérica sobre distintas especies de la familia *Odontophoridae* (colines) consideran a los comederos una medida o herramienta poco eficaz (Guthery et al. 2004; Henson 2006); en otros trabajos, como los realizados por Draycott (2002) con faisanes (*Phasianus colchicus*), se observa un incremento en la cría anual en aquellos terrenos con alimentación suplementaria debido a un aumento en las segundas puestas; alcanzándose además, densidades superiores de animales jóvenes. Conclusiones similares se encuentran en estudios sobre la perdiz roja al detectar una asociación positiva entre la densidad de dispositivos de suplementación y la relación jóvenes/adultos, índice que estima la cría anual (Nadal 1992; Díaz-Fernández et al. 2013). No obstante, los efectos de la suplementación artificial de agua y alimento sobre las poblaciones varían en función de determinados factores limitantes presentes en el medio (Newton 1980; Martin 1987).

Otro motivo que justifica la distribución de comederos y bebederos en el medio, es la importancia que tienen a la hora de fijar poblaciones de múltiples especies a determinadas zonas o lugares. Estas medidas adquieren una relevancia especial cuando se realizan repoblaciones, refuerzos poblacionales, etc. (Liukkonen-Anttila et al. 2001; Millán et al. 2003). La suplementación de agua y alimento es un factor clave durante el período de aclimatación, mientras se familiarizan con el entorno y encuentran los recursos naturales que ofrece el medio (Meriggi & Mazzoni 2004; Bagliacca et al. 2008).

Es evidente que la utilización de los comederos y bebederos no es exclusiva de las especies cinegéticas (Stoate, C. & Szczur 2001; Draycott 2002; Morris et al. 2010), sin embargo la

distribución de estos dispositivos ha supuesto una mayor presencia o abundancia de las mismas (Borrallho et al. 1998; Larsen et al. 2007a; Gaudioso Lacasa et al. 2010). No obstante, para su correcta gestión, resulta importante maximizar la efectividad y reducir los costes de los programas de alimentación suplementaria (Godbois et al. 2004; Turner et al. 2008).

Independientemente de la eficacia de los comederos, éstos desempeñan un papel crucial en la conservación de ciertas passeriformes (Stoate, C. & Szczur 2001) y son una herramienta común de aplicación en los programas de conservación de estas especies. Del mismo modo se valora también la utilización de los bebederos por parte de distintas especies no cinegéticas (Rosenstock et al. 1999; Larsen et al. 2007a; Lynn et al. 2008). Debido a su elevado coste económico, la posibilidad de incorporar elementos selectores (artilugios que restringen o limitan el acceso al agua o alimento a especies no deseadas) se reduce por lo general a aquellos trabajos enfocados a especies o grupos de edad muy específicos (Henson 2006; Ballesteros et al. 2009). Sin embargo, es frecuente la utilización de selectores que limitan el acceso a especies domésticas y a aquellas especialmente problemáticas como el jabalí.

Otro factor a tener muy en consideración es la presencia de depredadores en los alrededores de los comederos y bebederos. En este aspecto, Townsend (1999) concluye que, en el caso de los comederos, aunque existe una concentración de depredadores en dichos entornos, ésta no supone un incremento en la depredación; resultados similares defiende en el caso de la instalación de bebederos Gaudioso et al. (2010). Asimismo, Turner (2008) considera la concentración del ratonero de cola roja (*Buteo jamaicensis*) una consecuencia de la existencia de comederos en el medio, pero no por ello supone un incremento en la presión sobre los colines, siendo las presas principales especies no diana como los pequeños mamíferos y serpientes; en cambio, Godbois et al (2004) sí defiende que el incremento de las especies depredadoras en la zona supone un aumento de predación del lince rojo (*Linx rufus*) sobre los colines como una consecuencia colateral de la predación sobre especies no cinegéticas. Otros estudios estiman la propia alimentación de las especies presa como una herramienta de gestión de las depredadoras, muchas de ellas en peligro de extinción, como el águila imperial ibérica

(*Aquila adalberti*) (Ontiveros & Pleguezuelos 2000; Delibes-Mateos et al. 2008a; Moleón et al. 2012).

Por otro lado, el uso de los comederos y bebederos cinegéticos por parte de especies consideradas “nocivas” o “dañinas” como las ratas (*Rattus* sp.) en el Reino Unido (Sánchez & Buner 2012), los mapaches (*Procyon lotor*) en América (Henson 2006) y otras especies antropofílicas debe de limitarse y controlarse. En este estudio consideramos como especies no deseadas a la urraca (*Pica pica*) y a la corneja (*Corvus corone*), por tener un impacto negativo sobre las especies cinegéticas de caza menor, concretamente de la perdiz roja (Ballesteros 1998), siendo objeto de las políticas de control de depredadores según la Ley 42/2007, de 13 de Diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (España 2007).

Para finalizar, debemos de recordar que los comederos y bebederos son puntos de riesgo elevado en la transmisión de enfermedades debido, entre otras cosas, a que en estos lugares es frecuente la existencia de una elevada agregación animal (Gortázar et al. 2006; Villanúa et al. 2008), por lo que es necesario un control sanitario periódico de estos lugares.

Los objetivos de nuestro trabajo son:

- 1) Identificar las especies presentes en el entorno de los comederos y bebederos de caza menor.
- 2) Catalogar cada especie según su presencia en los comederos y bebederos.
- 3) Valorar la presencia ponderada o relativa, de las especies cinegéticas respecto al resto de especies.
- 4) Analizar el comportamiento animal de las especies no cinegéticas más frecuentes en el entorno de los comederos.

Material y métodos

Área de estudio

La finca en la que se diseña el desarrollo del presente ensayo tiene 308 ha de superficie y se sitúa en el noroeste de España (lat 41° 53'45''N, long 4°52'50''W, Valladolid). En el trabajo realizado por Gaudioso *et al.* (2010) se lleva a cabo una descripción completa del hábitat, de las medidas de mejora y de la gestión cinegética realizada durante 15 años. Cabe destacar el éxito obtenido con un programa de recuperación del conejo de monte y perdiz roja entre los años 1995 y 2002.

Las medidas de gestión cinegética más relevantes fueron la mejora de la calidad del hábitat, mediante la creación de un paisaje en mosaico; el aporte artificial de agua y alimento, durante las épocas de escasez, y el control de depredadores. Este último punto se realizó dentro de los períodos legales y con el empleo de los métodos oficialmente permitidos, concretamente se utilizaron jaulas trampa para la captura de mamíferos (zorros, perros y gatos asilvestrados) y jaulas trampa para la captura de córvidos (corneja y urraca principalmente).

Descripción de los comederos

En el apartado de estudio centrado en la alimentación se utilizaron un total de 16 comederos, los cuales fueron distribuidos, por parejas, en 8 localizaciones distintas del área de estudio (figura 1). El modelo del comedero consistía en un cubo cerrado de plástico de 25 litros (l) de capacidad, con 8 ranuras en el fondo por donde se accedía al alimento, éste a su vez estaba sujeto por un trípode metálico a 16 centímetros (cm) de altura sobre el suelo.

Cada pareja de comederos estaba integrada por un elemento rodeado por una malla metálica protectora y otro sin ella, separados entre sí a una distancia de unos 50 metros (m). La malla metálica, con un enrejado de 20 cm², estaba formada por barrotes soldados de tetracero y alcanzaba una altura de 1,5 m. El objetivo de la malla fue la restricción de la entrada, al menos inicialmente, de ganado y algunos mamíferos depredadores con tamaños iguales o superiores al zorro.

El alimento utilizado en los comederos fue una mezcla de trigo y cebada, recurso fácil de obtener en la zona, económico y que no se compacta con la humedad (Hoodless et al. 1999).

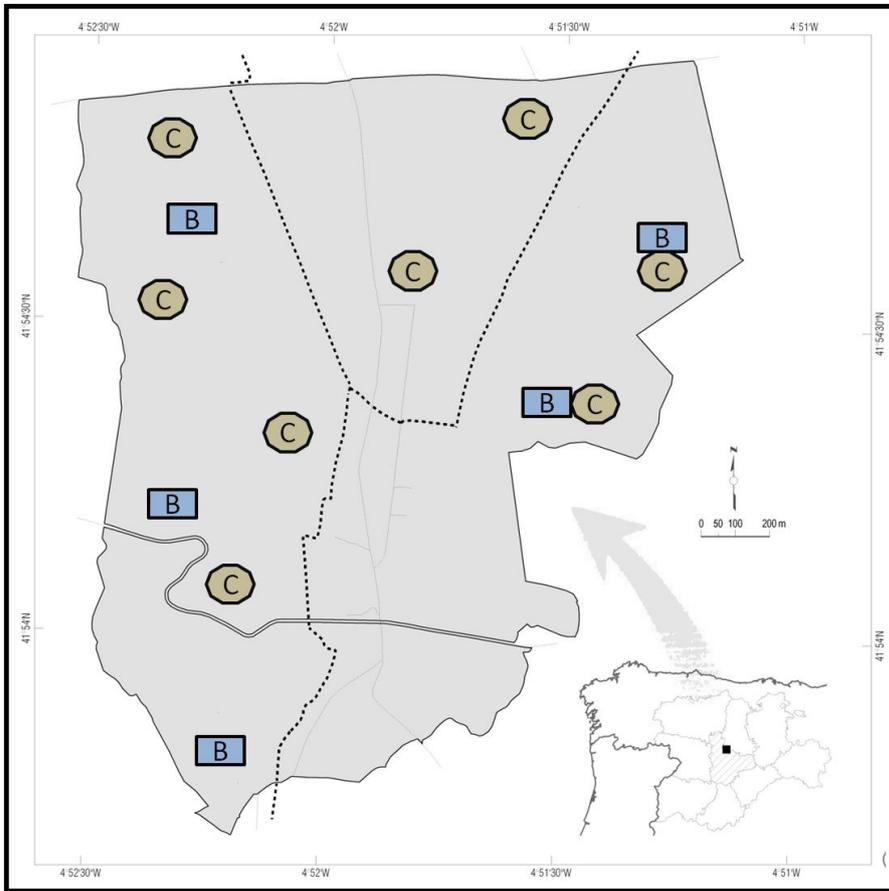


Figura 1. Mapa de la situación y distribución de las parcelas de la finca de estudio donde se ubican con un círculo (C) las localizaciones de los comederos (N = 8x2) y con un cuadrado (B) los bebederos (N = 5x2).

Descripción de los bebederos

En el otro apartado de estudio se utilizaron 10 bebederos, ubicados en cinco localizaciones (Figura 1); a una distancia mínima de 500 m de otro punto de agua existente en el momento de estudio, existiendo por lo tanto, un bebedero por cada 60 ha.

A su vez, cada bebedero está constituido por dos abrevaderos comerciales, con una separación de 50 m de distancia y ubicados en entornos con distinta cobertura vegetal, como se explica con mayor detalle en Gaudioso (2010).

Cada bebedero estaba formado por un tanque de agua de 400 l de capacidad, dos tanques de medida de 25 l de capacidad cada uno, tubos de plástico y los “abrevaderos” o bebederos propiamente dichos. Estos “abrevaderos” se encontraban rodeados por una malla protectora, similar a la descrita anteriormente y con semejantes propósitos, dificultar o restringir el acceso a los bebederos de especies predatoras o domésticas.

Toma de datos

El período de estudio y la toma de datos en los comederos se materializaron entre el 15 de Octubre y el 15 de Mayo de los años 2009, 2010 y 2011. Denominamos año 1 al lapso de tiempo comprendido entre el 15 de Octubre de 2009 y el 15 de Mayo de 2010 y año 2 al que engloba el mismo período de los años 2010 y 2011 respectivamente.

Por otro lado, el período de estudio y la toma de datos en los bebederos estuvo comprendido entre el 15 de Mayo y el 15 de Octubre de los años 2008, 2009 y 2010, denominándolos de aquí en adelante verano 1, 2 y 3, respectivamente (para diferenciarlos de la utilizada en los comederos).

También, hay que aclarar que en el año 2008 únicamente se realizó el estudio de los bebederos (verano 1), no materializándose (por problemas logísticos) un estudio fotográfico sobre los comederos que comprendería el período invernal 2008/2009. Los años posteriores sí se realizaron estudios consecutivos en el tiempo de ambas medidas de gestión, al finalizar el período de ensayos con los bebederos se iniciaba el de los comederos, finalizándose la investigación con el estudio de los comederos en el año 2011 (año 2).

Se utilizaron 6 cámaras de fototrampeo (Bushnell TrailScout Pro®, Bushnell Trophy®), situadas en el terreno de estudio, a una distancia aproximada de 5 metros de cada comedero. Las cámaras fueron programadas para funcionar de manera continua pero únicamente realizaban fotografías cuando existía presencia de animales, con un tiempo de espera de 1 minuto entre dos fotografías consecutivas (Srbek-Araujo & Chiarello 2005; Rowcliffe et al. 2008).

Las cámaras se colocaron en cada pareja de comederos y fueron rotando por las distintas ubicaciones programadas. Se consideró a cada fotografía como un evento independiente al no poder identificar de manera individual a muchos ejemplares de diferentes especies (Kelly & Holub 2008).

En el apartado de bebederos el número de cámaras fue variable según el año, iniciando con seis cámaras el año 2008, ocho en 2009 y diez en 2010. Si bien, el modelo, situación y metodología fue similar al realizado en los comederos.

El análisis de las fotografías almacenadas se orientó prioritariamente a determinar: (1) fecha y hora del registro, (2) identificación de la especie de cada sujeto presente, (3) número de individuos y, eventualmente, (4) probable patrón de comportamiento de cada animal (realizado únicamente en los comederos). Dichas pautas etológicas se clasificaron en cinco categorías:

- I. Alimentación en el comedero.
- II. Sujeto en movimiento o patrón etológico desconocido: el animal se encuentra en movimiento o no es posible determinar con total certeza su comportamiento.
- III. Posición de alerta o vigilancia: actitud de cabeza erguida y mirada puesta en los alrededores.
- IV. Forrajeo: el animal se encuentra comiendo en el entorno del comedero, pero no directamente de él.
- V. Otros patrones etológicos: el animal se encuentra en posición de descanso, acicalándose, realizando comportamientos agonísticos de amenaza, lucha o huida, etc.

Para determinar, con la mayor precisión, la importancia que ha supuesto la presencia de las especies y/o grupos en el entorno de los comederos se ha realizado una clasificación según su abundancia relativa anual (porcentaje de visitas) adaptando la metodología de (Henson 2006): *ausente* (no observaciones), *rara* (<1% visitas), *ocasional* (1-4% de visitas), *común* (5-20% de visitas) o *abundante* (>20% de las vistas).

Variables de la técnica del fototrampeo.

El fototrampeo, técnica utilizada en este estudio, nos permitió confirmar la presencia de distintas especies en el entorno de los comederos y bebederos. Sin embargo, debemos aclarar aquí que existen dos variantes bien diferenciadas del uso y aprovechamiento de la técnica: el fototrampeo activo y el fototrampeo pasivo.

- Fototrampeo activo: está basado en la captura fotográfica de la presencia de especies mediante la provisión programada de un estímulo (alimento, olor, hormona o similar). El cebo provoca la atracción de los animales, modificando en mayor o menor medida su potencial comportamiento natural, factor que puede ocasionar un sesgo en los resultados (i.e.: estructura poblacional de ungulados silvestres) (Mccoy et al. 2011). En el caso del agua todas las especies están potencialmente atraídas en mayor o menor medida por este recurso.
- Fototrampeo pasivo: es aquel en el que no se utiliza estímulo o cebo alguno. Los animales son fotografiados en el lugar o espacio de análisis de manera ocasional y fortuita. Si bien en este tipo de estudio las cámaras se ubican cerca de lugares de paso o zonas que suelen frecuentar (Heilbrun et al. 2006; Karanth et al. 2006; Rowcliffe et al. 2008).

Análisis estadístico

El análisis estadístico realizado fue de tipo descriptivo para la mayoría de las variables. La evaluación de la presencia de especies se llevó a cabo mediante el cálculo de porcentajes o frecuencias relativas.

Por el mayor número de fotos realizadas a urracas y cornejas en los comederos, se analizaron los patrones de uso por parte de estas especies, incluyendo las horas de uso y los porcentajes de los patrones de comportamiento observados. Se realizó t-test para muestras pareadas para comparar el número de fotografías realizadas en comederos de entorno abierto y arbustivo para todo el estudio.

Se utilizó el test de Mann–Whitney para comparar el porcentaje de pautas de comportamiento observadas en función del entorno (abierto y arbustivo). Por último, los posibles efectos del número de animales en los comportamientos fueron analizados utilizando regresión lineal simple. Las diferencias con $P < 0,05$ han sido consideradas estadísticamente significativas. Todas las pruebas han sido realizadas con el programa SPSS© (v. 17.0 for WINDOWS©, IBM Corporation©).

Resultados

Identificación, presencia y catalogación de la fauna en los comederos

En el apartado de estudio relacionado con los comederos se registraron y procesaron un total de 14.022 visitas o asientos fotográficos, 7.046 durante la temporada 2009/2010 y 6.989 a lo largo de la 2010/2011. En total se identificaron animales pertenecientes a 33 especies distintas: nueve mamíferos y 24 aves (Tabla 1a).

En la clasificación de las especies en los comederos, según los porcentajes de presencia (Tabla 2a), cabe destacar bajo el epígrafe de *abundantes* a la perdiz roja (21,50% y 26,33% en el primer y segundo año, respectivamente) y al conejo (51,12% y 43,06%); como especies *comunes* a la urraca (12,84% y 5,39%) y la corneja (6,39% y 4,01%) y por último, con una presencia *ocasional*, a los paseriformes (4,67% y 3,86%) y los roedores (2,09% y 14,38%) (Figura 1a). El número de visitas registradas es un indicativo aproximado de la utilización de los comederos por parte de las especies susceptibles de su uso pero, habida cuenta de la diferencia de pesos y/o tamaño de cada una, no de la cantidad de consumo de alimento.

La presencia de especies depredadoras en el entorno de los comederos ha sido catalogada como *rara* y no todas ellas fueron observadas o registradas a lo largo de los dos años de estudio. Cabe destacar un único registro de la presencia del lobo el año 1 y el incremento en el número de visitas por parte del zorro, catalogándose *ausente* (no visitas) durante el primer año y alcanzando un total de 34 visitas (*rara* <1%) durante el segundo, la mitad de ellas en una misma localización. Se observaron fenómenos de depredación ocasionales en los registros

fotográficos, a pesar de que no ser extremadamente evidentes. No obstante no se descarta que tales eventos sucedieran con mayor frecuencia o que la presencia de estas especies estuviera relacionada directamente con la depredación en las proximidades aunque fuera del campo de registro de las cámaras utilizadas.

Por otro lado, la presencia de animales domésticos como el burro, la vaca y las ovejas se observaron únicamente durante el segundo período ya que con anterioridad no existía aprovechamiento ganadero extensivo en la finca experimental.

Clase	Grupo	Especie	Nombre Científico
Mamífero		Conejo	<i>Oryctolagus cuniculus</i>
Mamífero		Liebre	<i>Lepus granatensis</i>
Mamífero	Roedor	Ratón de campo	<i>Apodemus sylvaticus</i>
Mamífero	Roedor	Topillo campesino	<i>Microtus arvalis</i>
Mamífero		Zorro	<i>Vulpes vulpes</i>
Mamífero		Garduña	<i>Martes foina</i>
Mamífero		Turón	<i>Mustela putorius</i>
Mamífero		Perro	<i>Canis lupus familiaris</i>
Mamífero		Lobo	<i>Canis lupus signatus</i>
Mamífero		Erizo común	<i>Erinaceus europaeus</i>
Mamífero		Vaca	<i>Bos taurus</i>
Mamífero		Oveja	<i>Ovis orientalis</i>
Mamífero		Burro	<i>Equus africanus asinus</i>
Ave		Perdiz roja	<i>Alectoris rufa</i>
Ave		Chova piquigualda	<i>Pyrrhocorax graculus</i>
Ave		Corneja	<i>Corvus corone</i>
Ave		Urraca	<i>Pica pica</i>
Ave		Faisán	<i>Phasianus colchicus</i>
Ave		Pito real	<i>Picus viridis</i>
Ave		Abubilla	<i>Upupa epops</i>
Ave		Paloma torcaz	<i>Columba palumbus</i>

Tabla 1a: Especies identificadas (nombre común científico) en el entorno de los comederos durante el período de estudio. Se identifican las especies englobadas en los subgrupos paseriformes y roedores.

Clase	Grupo	Especie	Nombre Científico
Ave		Paloma bravía	<i>Columba livia</i>
Ave	Paseriforme	Mirlo común	<i>Turdus merula</i>
Ave	Paseriforme	Jilgero	<i>Carduelis carduelis</i>
Ave	Paseriforme	Zorzal común	<i>Turdus philomelos</i>
Ave	Paseriforme	Gorrión campesino	<i>Passer montanus</i>
Ave	Paseriforme	Gorrión común	<i>Passer domesticus</i>
Ave	Paseriforme	Petirrojo europeo	<i>Erithacus rubecula</i>
Ave	Paseriforme	Pinzón vulgar	<i>Fringilla coelebs</i>
Ave	Paseriforme	Verdecillo	<i>Serinus serinus</i>
Ave	Paseriforme	Verderón común	<i>Carduelis chloris</i>
Ave	Paseriforme	Carbonero	<i>Parus major</i>
Ave	Paseriforme	Herrerillo	<i>Parus caeruleus</i>
Ave	Paseriforme	Tarabilla común	<i>Saxicola torquatus</i>
Ave		Lechuza campestre	<i>Asio flammeus</i>
Ave		Lechuza común	<i>Tito alba</i>
Ave		Busardo ratonero	<i>Buteo buteo</i>
Ave		Cernícalo vulgar	<i>Falco tinnunculus</i>

Tabla 1a (continuación): Especies identificadas (nombre común científico) en el entorno de los comederos durante el período de estudio. Se identifican las especies englobadas en los subgrupos paseriformes y roedores.

Especies	Abundancia Relativa Anual		Porcentaje Presencia Anual	
	2009/10	2010/11	2009/10	2010/11
Conejo	<i>Abundante</i>	<i>Abundante</i>	51,12	43,05
Perdiz	<i>Abundante</i>	<i>Abundante</i>	21,50	26,33
Urraca	<i>Común</i>	<i>Común</i>	12,86	5,39
Corneja	<i>Común</i>	<i>Ocasional</i>	6,43	3,98
Paseriforme	<i>Ocasional</i>	<i>Ocasional</i>	4,67	3,86
Roedor	<i>Ocasional</i>	<i>Común</i>	2,09	14,38
Cánidos	<i>Rara</i>	<i>Rara</i>	0,01	0,54
Paloma	<i>Rara</i>	<i>Rara</i>	0,97	0,29
Rapaz	<i>Rara</i>	<i>Rara</i>	0,28	0,10
Liebre	<i>Rara</i>	<i>Ausente</i>	0,06	0,00
Mustélido	<i>Rara</i>	<i>Rara</i>	0,01	0,03
Sp. Domésticas	<i>Ausente</i>	<i>Ocasional</i>	0,00	2,05

Tabla 2a: Especies y grupos de especies clasificados en función de su Abundancia Relativa Anual en los comederos: *ausente* (no observaciones), *rara* (<1% visitas), *ocasional* (1-4% de visitas), *común* (5-20% de visitas) o *abundante* (>20% de las vistias) y de su Porcentaje de Presencia Anual.

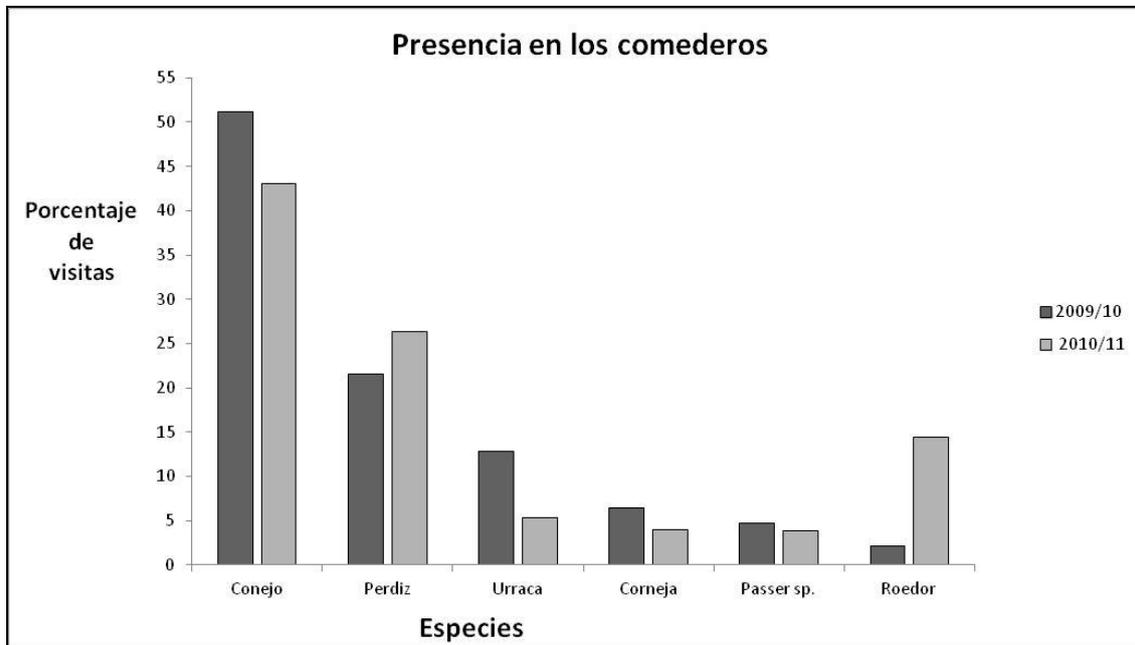


Figura 1a: Porcentaje de presencia de las especies y grupos que más visitaron los comederos (abundante, común y ocasional). Las etiquetas de datos de cada columna indican el porcentaje de visitas anual.

En los bebederos se observó un total de 5.523 visitas en los tres años de estudio (518, 1.628 y 3.377 en los veranos 1, 2 y 3 respectivamente). Los animales que acudieron a los bebederos fueron catalogados en 19 especies diferentes: siete de mamíferos, 11 de aves y una de reptiles (Tabla 1b).

La clasificación de las especies según su presencia en los bebederos (Tabla 2b) revela al conejo como una especie *abundante* (51,63%, 43,98% y 70,36% anual respectivamente) al igual que la perdiz roja, que también está clasificada como *abundante* en los veranos 1 y 2 (24,57% y 43,43%), respectivamente, y como *común* (19,68) en el último verano (año 2010); seguidas de las aves passeriformes, consideradas *comunes* durante los dos primeros veranos (18,04% y 7,13%), reduciéndose su presencia en el último período (2,25%); los roedores tuvieron una presencia *ocasional* en los bebederos (3,84%, 2,40% y 1,39%), al igual que la urraca (1,54% y 3,11% el segundo y tercer verano, respectivamente) aunque no se observó durante el primer verano (Figura 1b). En el resto de especies identificadas fueron escasas las fotografías realizadas, clasificándose como *rara* su presencia en el entorno e incluso como *ausente* durante algunos veranos.

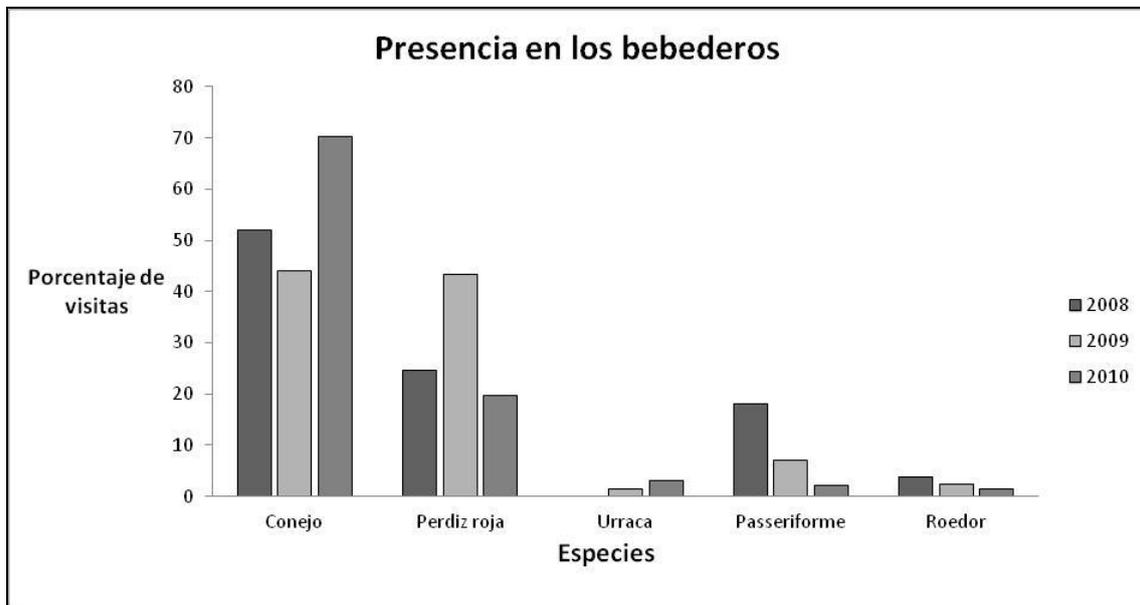


Figura 1b: Porcentaje de presencia de las especies y grupos fotografadas que más visitaron los bebederos (abundante, común y ocasional). Las etiquetas de datos de cada columna indican el porcentaje de visitas anual.

Clase	Grupo	Especie	Nombre Científico
Reptil		Lagarto ocelado	<i>Timon lepidus</i>
Mamífero		Conejo	<i>Oryctolagus cuniculus</i>
Mamífero		Zorro	<i>Vulpes vulpes</i>
Mamífero	Roedor	Raton de campo	<i>Apodemus sylvaticus</i>
Mamífero		Lirón careto	<i>Eliomys quercinus</i>
Mamífero		Perro	<i>Canis lupus familiaris</i>
Mamífero		Comadreja	<i>Mustela nivalis</i>
Mamífero		Erizo común	<i>Erinaceus europaeus</i>
Ave		Perdiz roja	<i>Alectoris rufa</i>
Ave		Urraca	<i>Pica pica</i>
Ave		Pito real	<i>Picus viridis</i>
Ave		Cuervo común	<i>Corvus corax</i>
Ave	Paseriforme	Petirrojo europeo	<i>Erithacus rubeola</i>
Ave	Paseriforme	Alondra común	<i>Alauda arvensis</i>
Ave	Paseriforme	Herrerillo común	<i>Cyanistes caeruleus</i>
Ave	Paseriforme	Mirlo común	<i>Turdus merula</i>
Ave	Paseriforme	Estornino pinto	<i>Sturnus vulgaris</i>
Ave		Paloma bravía	<i>Columba livia</i>
Ave	Paseriforme	Escribano cerillo	<i>Emberiza citrinella</i>

Tabla 1b: Especies identificadas (nombre común y técnico) en el entorno de los bebederos durante el período de estudio. Se identifican las especies englobadas en los subgrupos paseriformes y roedores.

Especies	Abundancia Relativa Anual			Porcentaje Presencia Anual		
	2008	2009	2010	2008	2009	2010
Conejo	<i>Abundante</i>	<i>Abundante</i>	<i>Abundante</i>	51,93	43,98	70,30
Perdiz roja	<i>Abundante</i>	<i>Abundante</i>	<i>Común</i>	24,71	43,43	19,66
Urraca	<i>Ausente</i>	<i>Ocasional</i>	<i>Ocasional</i>	0,00	1,54	3,11
Zorro	<i>Ausente</i>	<i>Rara</i>	<i>Ocasional</i>	0,00	0,43	2,40
Cuervo común	<i>Rara</i>	<i>Rara</i>	<i>Rara</i>	0,58	0,37	0,15
Paseriforme	<i>Común</i>	<i>Común</i>	<i>Ocasional</i>	18,15	7,13	2,25
Roedor	<i>Ocasional</i>	<i>Ocasional</i>	<i>Ocasional</i>	3,86	2,40	1,39
Pito real	<i>Rara</i>	<i>Rara</i>	<i>Rara</i>	0,19	0,43	0,21
Lirón careto	<i>Ausente</i>	<i>Rara</i>	<i>Rara</i>	0,00	0,25	0,36
Lagarto ocelado	<i>Rara</i>	<i>Ausente</i>	<i>Rara</i>	0,19	0,00	0,09
Perro	<i>Ausente</i>	<i>Ausente</i>	<i>Rara</i>	0,00	0,00	0,06
Comadreja	<i>Rara</i>	<i>Ausente</i>	<i>Ausente</i>	0,39	0,00	0,00
Paloma bravía	<i>Ausente</i>	<i>Rara</i>	<i>Ausente</i>	0,00	0,06	0,00
Erizo común	<i>Ausente</i>	<i>Ausente</i>	<i>Rara</i>	0,00	0,00	0,03

Tabla 2b: Especies y grupos de especies clasificados en función de su Abundancia Relativa Anual en los bebederos: ausente (no observaciones), rara (<1% visitas), ocasional (1-4% de visitas), común (5-20% de visitas) o abundante (>20% de las vistas) y de su Porcentaje de Presencia Anual.

Uso de los comederos y bebederos

Una manera de valorar la oportunidad de los comederos es conocer la presencia de animales, según el número de visitas registradas por parte de las especies diana, la perdiz roja y el conejo silvestre, respecto al resto de los taxones considerados. Ambas especies cinegéticas han acumulado el 72,62% y el 69,39% de las visitas del primer y segundo año, respectivamente, mostrando una presencia claramente superior a las no cinegéticas (Tabla 2a).

En los bebederos se observa un patrón similar en la utilización por parte de las especies cinegéticas que representaron el 76,64%, el 87,41% y 89,96% de la totalidad de las especies identificadas en los veranos 1, 2 y 3, respectivamente (Tabla 2b).

Resulta conveniente matizar la imposibilidad de realizar una clasificación totalmente precisa de las especies fotografiadas. Especialmente difícil resulta la detección e identificación de aquellas especies de pequeño tamaño, como roedores y algunas especies de passeriformes, hecho que nos ha obligado a englobar a las distintas especies en los mencionados grupos zoológicos.

Otro aspecto reseñable son las fotografías en las que se han identificado simultáneamente a más de una especie: 986 y 275 fotografías en los comederos y bebederos respectivamente. La perdiz roja y el conejo fueron las especies fotografiadas conjuntamente un mayor número de veces en los alrededores de comederos y bebederos, con un 41% y 60% respectivamente. También se obtuvieron imágenes de la perdiz en presencia de córvidos (14% en comederos y 2% en bebederos) y passeriformes (9% y 22% respectivamente); así como imágenes del conejo junto con córvidos (14% en comederos y 4% en bebederos), passeriformes (9% en comederos y 12% en bebederos) y con roedores (10% en comederos).

Presencia y comportamiento de las especies no cinegéticas más frecuentes en los comederos

La totalidad de las especies fotografiadas que potencialmente podrían estar atraídas por el alimento de los comederos fueron identificadas al menos en alguna ocasión comiendo. Sin embargo, debido al reducido número de visitas no se analizó su comportamiento en los comederos. El análisis del comportamiento se llevó a cabo en las dos especies no cinegéticas que más visitaron los comederos, la urraca y la corneja.

Presencia y comportamiento general en los comederos

- **Urraca:** con un total de 1282 visitas observadas (905 y 377 el primer y segundo año, respectivamente). Durante el primer año de observación, la primera visita registrada aconteció a las 6:17 horas del 15 de Octubre de 2009 y la última a las 20:47 horas del 19 de Mayo de 2010; mientras que, en el segundo año, la primera visita fue a las 9:18 horas del 15 de Octubre de 2010 y la última a las 20:43 horas del 29 de Abril de 2011. La urraca estuvo presente durante todo el período de registros diurnos, entre las 6 y las 22 horas, principalmente durante las horas centrales del día: el 90% de las fotografías se realizaron

entre las 9 y las 17 horas, y el 66% de las instantáneas se realizaron entre las 12 y las 17 horas) (Figura 2). El número de fotografías computadas no mantuvo una distribución normal a lo largo del día ($W=0,792$; $P<0,01$), la hora media de las visitas fue las 14:17 horas.

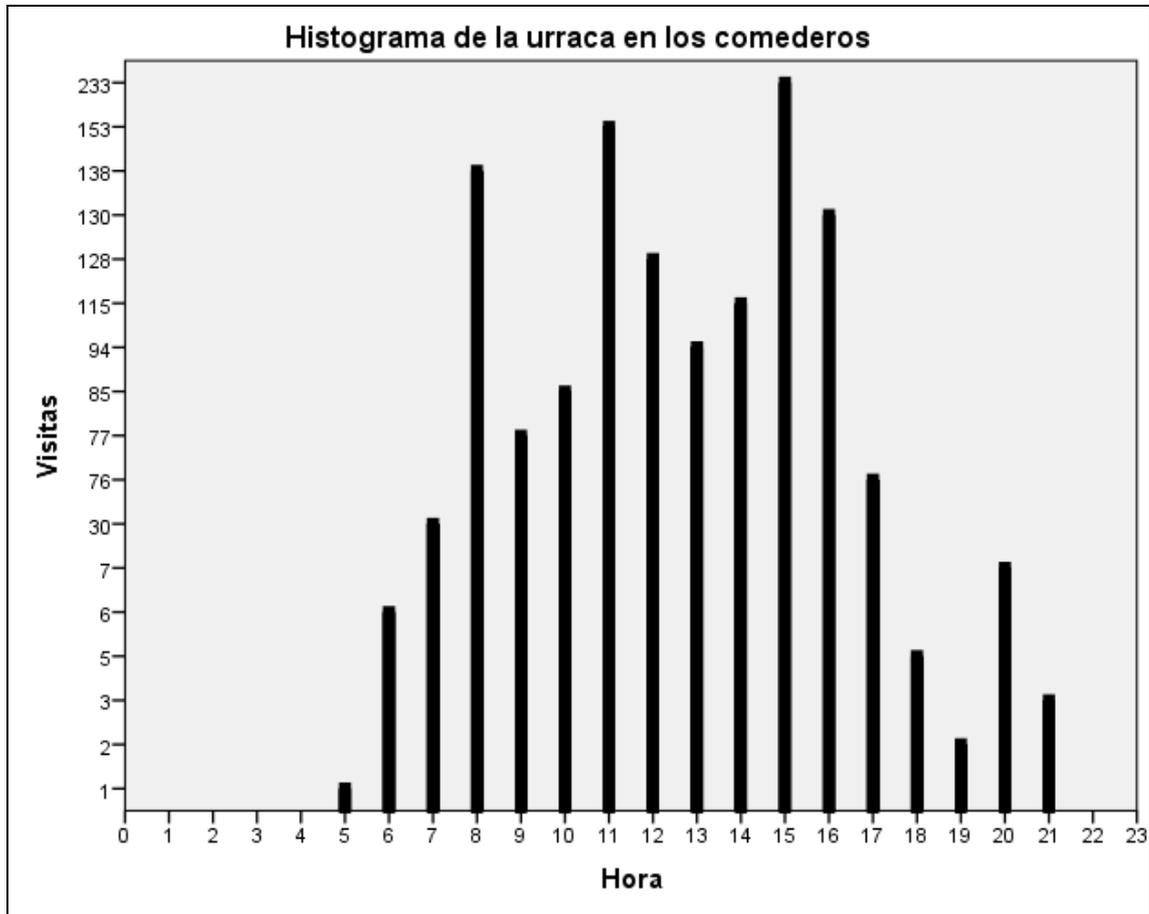


Figura 2: Histograma de presencia de la urraca en los comederos durante los dos años de estudio.

En las 1.282 fotografías registradas con alguna presencia de urracas fueron contabilizados 2.404 individuos. Analizado el número de individuos por visita puede inferirse que se constata la presencia de uno o dos individuos en la mayoría de los casos (80%). El comportamiento observado más frecuentemente (Tabla 3) fue el que tenía como objetivo la “alimentación”, con un 43,59%, seguido del estado de “alerta” con un 34,94% y del de “movimiento”, con un 15,64% de los patrones analizados.

Nº Individuos	Individuos	Visitas	Comer	Movimiento	Alerta	Forrajeo	Otros
1	617	617	41,98	15,88	38,25	3,57	0,32
2	836	418	44,74	15,31	35,29	4,19	0,48
3	390	130	44,62	17,44	29,49	7,18	1,28
4	292	73	40,41	8,90	42,12	8,56	0,00
5	110	22	53,64	12,73	27,27	6,36	0,00
6 y superior	159	22	40,25	26,42	25,79	6,29	1,26
Total	2404	1282	43,59	15,64	34,94	5,28	0,54

Tabla 3: número de visitas de urracas en función del tamaño del grupo y los porcentajes de los diferentes patrones de comportamiento observados.

- **Corneja:** el número total de visitas fue de 730 (450 el primer año y 280 el segundo). Durante el primer año, la primera visita fue a las 16:07 horas del 15 de Octubre de 2009 y la última a las 21.25 horas del 20 de Mayo de 2010 y durante el segundo año, la primera visita fue a las 10.00 horas del 12 de Octubre de 2010 y la última a las 18:29 horas del 29 de Abril de 2011. La corneja fue fotografiada desde las 7 hasta las 22 horas si bien, como en el caso anterior, se observó una mayor presencia en las horas centrales del día, el 81% de las fotografías se registraron entre las 9 y las 17 horas (Figura 3). La presencia de la especie no mostro una distribución normal a lo largo del día ($W=0,831$; $P<0,01$), la hora media de las visitas fueron las 14:23 horas.

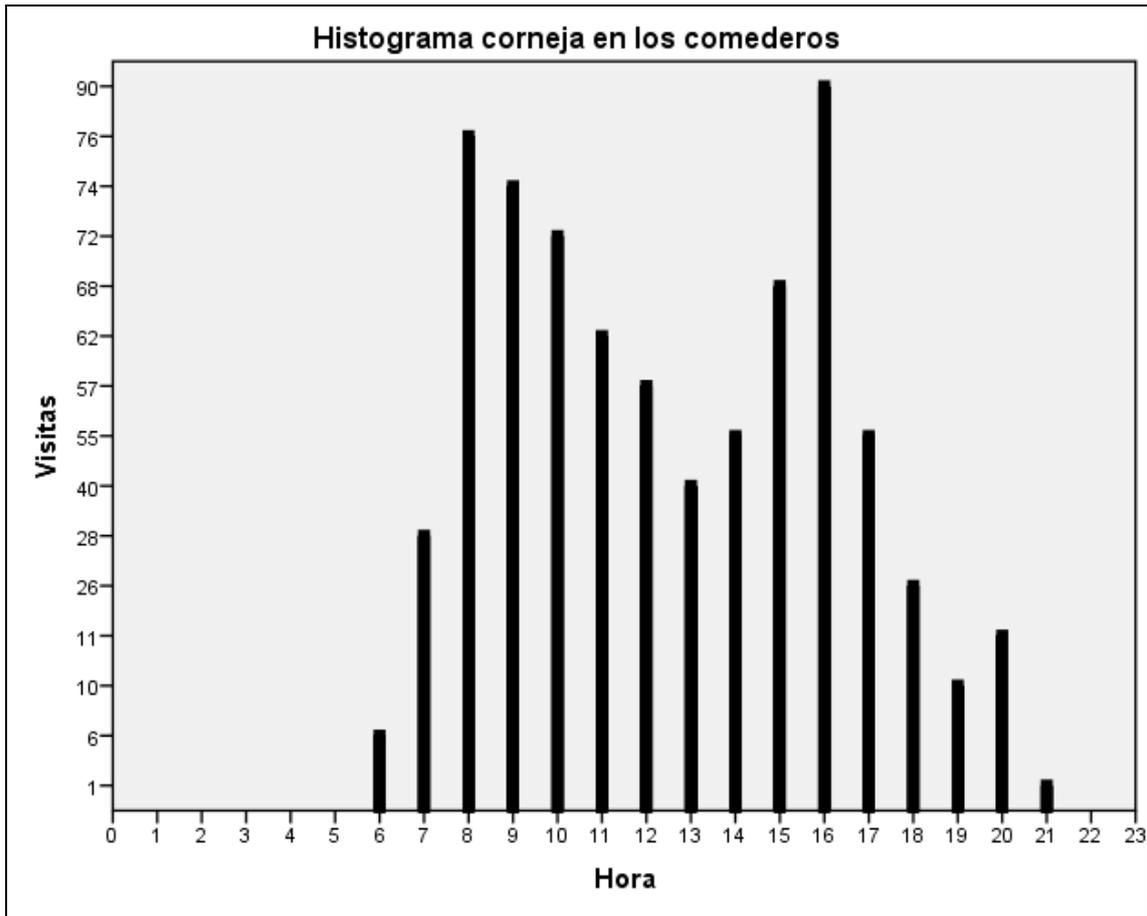


Figura 3: Histograma de presencia de la corneja en los comederos durante los dos años de estudio.

Se contabilizaron un total 1.046 individuos en 730 fotografías. Las cornejas acudieron a los comederos de forma individualizada en el 66,7% de los casos y lo hicieron en pareja otro 23,8%. Los patrones relacionados con la “Alimentación” (40,63%) y las posiciones de “alerta” (39,58%) fueron las pautas etológicas más observadas en la especie. Únicamente el 16,54% de los animales se observó en movimiento (Tabla 4).

Nº individuos	Total ind.	Visitas	Alimentación	Movimiento	Alerta	Forrajeo	Otros
1	487	487	37,99	18,48	41,27	2,05	0,21
2	348	174	43,10	16,95	35,34	4,31	0,29
3	195	65	42,05	11,28	45,13	1,54	0,00
4	16	4	50,00	12,50	12,50	25,00	0,00
Total	1046	730	40,63	16,54	39,58	3,06	0,19

Tabla 4: número de visitas de cornejas en función del tamaño del grupo y porcentajes de patrones de comportamiento observados.

Presencia y variación de comportamiento en los distintos entornos.

Se realizó el t-test para muestras pareadas al objeto de comparar el número de fotografías realizadas en los comederos de entorno abierto y arbustivo para todo el estudio.

Los resultados obtenidos en el caso de la urraca, mostraron que, a pesar de que el número de visitas fue mayor en los entornos abiertos (384.50 ± 413.65) en comparación con los arbustivos (256.50 ± 40.30), no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los entornos ($t = 0.435$; $P = 0.70$).

En la corneja el número de visitas al entorno abierto (207 ± 230.51) fue nuevamente superior al entorno arbustivo (158 ± 110.30), sin existir nuevamente diferencias estadísticamente significativas entre los entornos ($t = 0.27$; $P = 0.81$).

Para comparar el porcentaje de comportamientos expresados en función de los distintos entornos utilizamos el test de Mann-Whitney. En ambas especies no se encontraron diferencias significativas entre el tipo de entorno y los porcentajes de comportamiento para ninguna de las categorías estudiadas (Tabla 5).

	Entorno	Alimentación	Movimiento	Alerta	Pastoreo	Otros
Urraca	1	38.71	13.19	40.51	6.51	1.08
	2	39.63	16.93	38.25	4.74	0.45
		Z = 0.001	Z = - 0.774	Z = 0.001	Z = 0.774	Z = 0.775
		P = 1	P = 0.43	P = 1	P = 0.44	P = 0.43
Corneja	1	27.43	21.37	49.19	1.82	0.19
	2	47.14	13.21	37.67	1.98	0
		Z = - 1.54	Z = 1.54	Z = 1.54	Z = 1	Z = 0.77
		P = 0.12	P = 0.44	P = 0.12	P = 1	P = 0.43

Tabla 5: Porcentajes de comportamiento de la urraca y la corneja en los comederos y valores estadísticos (prueba de Mann-Whitney). El entorno 1 y 2 corresponden al entorno abierto y arbustivo respectivamente.

Comportamiento en relación al tamaño del grupo

Se analizaron los posibles efectos del número de animales en el comportamiento de los comederos, utilizando para ello una regresión lineal simple. Al no existir diferencias estadísticamente significativas entre el número de visitas y porcentajes de comportamiento y los tipos de entorno, todos los datos se utilizaron para estudiar el posible efecto del número de animales sobre el porcentaje de comportamientos. Para ambas especies, el porcentaje de individuos alimentándose se correlacionó de forma positiva con el número de animales, mientras que el porcentaje de animales en alerta y pastoreo se correlacionó negativamente. En todo caso, ninguna de estas correlaciones fue significativa (ver Tabla 6).

Urraca	Alimentación	$y = 1.03 + 0.05 * x, r = 0.14, r^2 = 0.02, P = 0.77$
	Movimiento	$y = 1.79 + 0.10 * x, r = 0.33, r^2 = 0.10, P = 0.52$
	Alerta	$y = 9.21 - 0.17 * x, r = -0.6, r^2 = 0.36, P = 0.20$
	Pastoreo	$y = -0.23 + 0.61 * x, r = -0.61, r^2 = 0.38, P = 0.19$
	Otros	$y = 3.17 + 0.57 * x, r = 0.17, r^2 = 0.03, P = 0.73$
Corneja	Alimentación	$y = -7.63 + 0.23 * x, r = 0.90, r^2 = 0.81, P = 0.09$
	Movimiento	$y = 7.37 - 0.32 * x, r = -0.88, r^2 = 0.77, P = 0.11$
	Alerta	$y = 4.5 - 0.05 * x, r = -0.67, r^2 = 0.45, P = 0.32$
	Pastoreo	$y = 1.78 + 0.08 * x, r = -0.75, r^2 = 0.57, P = 0.24$
	Otros	$y = 3.36 - 7.05 * x, r = -0.79, r^2 = 0.63, P = 0.20$

Tabla 6: regresiones lineales de los comportamientos de la urraca y la corneja en los alrededores de los comederos

Discusión

Los resultados obtenidos nos permiten constatar la presencia de determinadas especies en las inmediaciones de los comederos y bebederos con independencia del motivo que haya atraído el animal a dicho entorno. Se ha podido comprobar que las especies que utilizan las medidas de gestión objeto de análisis en mayor proporción son las especies cinegéticas. Se pudo observar también la presencia y utilización frecuente de dichas infraestructuras por parte de la urraca y la corneja, consideradas dañinas para la caza menor.

Cabe presumir que sí ha existido una atracción positiva hacia el lugar (fototrampeo activo). Se trata de una metodología frecuentemente utilizada en estudios de carnívoros, dado su comportamiento desconfiado e huidizo (Zielinski & Kucera 1995; Hegglin et al. 2004; Torre et al. 2005), en los que también se realiza la captura casual (fototrampeo pasivo) (Karanth et al. 2006; Rowcliffe et al. 2008). Si bien en nuestro caso se ha utilizado el fototrampeo activo (fotografiar a las especies cinegéticas en los comederos) de manera similar a los estudios realizados en bebederos sobre la perdiz chucar (*Alectoris chukar*) (Larsen et al. 2007b) y sobre la perdiz roja (Sánchez-García et al. 2012).

En el caso concreto de los bebederos, resulta evidente la atracción de todas las especies cinegéticas fotografiadas hacia un recurso básico y en muchas ocasiones limitante (Gaudioso Lacasa et al. 2010).

En el balance total se ha conseguido identificar en los comederos a 33 especies, nueve de ellas mamíferos y 24 aves. A su vez, en los bebederos se han identificado 19 especies, siete de mamíferos, 11 de aves y una de reptiles. Las especies identificadas en este estudio suponen el 60% en comederos y 34,5% en bebederos del total del inventario realizado por Pérez (2006) que describió 55 especies (43 aves y 12 mamíferos).

La identificación de gran número de especies en los comederos y bebederos nos ha permitido confirmar la presencia de fauna y valorar sus comportamientos en torno a ellos. Sin embargo, el reducido número de fotografías de ciertas especies, la limitada calidad de las mismas, así como

el pequeño tamaño de algunas de dichas especies y las características propias del fototrampeo no nos han permitido avanzar mucho más allá de la constatación positiva del uso del comedero o del bebedero. A pesar de no poder profundizar en el comportamiento de ciertas especies, sí hemos constatado el período en el que visitaron las instalaciones, observándose como los roedores y las aves paseriformes están presentes durante la gran mayoría del tiempo en el cual se realizaron ambos estudios. Asimismo, las visitas puntuales realizadas a los comederos por las palomas (*Columba livia*), se produjeron a mediados del mes de Diciembre del primer año, coincidiendo con un período de adversidad climática extrema y, durante los meses de Marzo y Abril, cuando las fuentes de alimento natural escasean y las necesidades nutricionales de muchas especies están incrementadas por causas reproductivas.

Otro aspecto destacable, es la presencia simultánea de más de una especie en los alrededores de los puntos de suplementación, destacando a la pareja de especies diana como las fotografiadas conjuntamente en mayor proporción: 41% y 60% en comederos y bebederos respectivamente. Estas imágenes indican como ambas especies cohabitan, compenetrándose o ayudándose frente al riesgo de depredación (comportamientos no analizados en este trabajo). Otro factor destacable es la reducida proporción de imágenes en las que las especies diana comparten lugar con los córvidos (entre un 2% y un 14%), pudiéndose observar en algunas fotografías la relación de dominancia y comportamiento hostil, principalmente de la corneja, sobre la caza menor y el resto de especies (Bolopo et al. 2009; Martínez 2011).

En el apartado de comederos se han identificado animales pertenecientes a nueve especies depredadoras, de las cuales cinco son mamíferos y cuatro aves rapaces nocturnas o diurnas, mientras que en los bebederos únicamente hemos identificado tres especies: el zorro, el perro y la comadreja, sin observarse ningún ave rapaz. En el caso concreto de la presencia del zorro en los comederos, la mitad de sus visitas fueron realizadas en la misma localización hecho que indica la querencia por un determinado territorio o la probable existencia de la madriguera en las proximidades. Aunque en un número muy reducido de instantáneas se han observado indicios de depredación en curso, sin percibirse restos o signos de depredación en los

alrededores de los comederos, no podemos descartar que hayan podido ocurrir con mayor frecuencia. La captura fotográfica de estas especies ha sido, presumiblemente en los comederos, de manera fortuita ya que aconteció sin la colocación previa de ningún cebo (fototrampeo pasivo). No obstante, la mayoría de las especies de rapaces han sido fotografiadas cuando utilizaban los comederos y las mallas metálicas de las instalaciones a modo de percha (Figura 4). Con toda probabilidad, la aparición de este patrón de comportamiento indica que existe una atracción hacia el lugar, posiblemente por haber sido detectada una mayor concentración de presas, principalmente roedores. Reflexiones que están en consonancia con las afirmaciones de algunos autores que relacionaron un incremento de la tasa de depredación en las proximidades de los comederos por parte del ratonero de cola roja (Turner et al. 2008) o del lince rojo (Godbois et al. 2004).



Figura 4: fotografía de un comedero donde se observe en primer plano un conejo y al fondo una lechuza campestre (*Asio flammeus*) apoyada en la valla protectora.

Por el contrario, la atracción de los depredadores por los bebederos puede estar motivada más por motivos de sed que por la acción de cazar (DeStefano et al. 2000). Un dato observado en el estudio de Gaudioso et al. (2010) que corrobora estos planteamientos son los daños sufridos en las instalaciones de los bebederos, en varias ocasiones. En estos episodios se observaron mordeduras en las tuberías plásticas presuntamente efectuadas por carnívoros, concretamente por cánidos silvestres.

Lamentablemente la metodología utilizada y los datos recogidos en el presente trabajo no nos han posibilitado realizar observaciones significativas sobre el efecto de la depredación en los entornos de los comederos y bebederos.

La identificación de las pautas etológicas de ingestión nos ha permitido comprobar que todas las especies potencialmente interesadas se han beneficiado de la alimentación en los comederos, tanto las especies cinegéticas como, al menos en una ocasión, las no cinegéticas que potencialmente podrían estar atraídas dado que el grano aportado entra dentro de su dieta. Uno de las justificaciones que pueden motivar el uso de estas fuentes artificiales de alimento es la escasez de recursos disponibles consecuencia de las actuales prácticas agrarias intensivas que provocan una reducción de las fuentes de alimento a finales del invierno (Robinson & Sutherland 2002; Siriwardena et al. 2008). A esta falta temporal de recursos se une la habitual interrupción de la suplementación de alimento al final de la temporada de caza (Draycott 2002). Por su parte, todas las especies identificadas han hecho uso de los bebederos como mínimo en una ocasión, exceptuando al erizo (*Erinaceus europaeus*) y la comadreja (*Mustela nivalis*). Se confirma así el uso de los bebederos por parte de la fauna no cinegética con resultados similares a los obtenidos en estudios efectuados en Inglaterra (Stoate, C. & Szczur 2001, 2009; Littlemore & Willmer 2012) y en Norteamérica (Godbois et al. 2004; Guthery et al. 2004; Henson 2006; Morris et al. 2010), así como en el uso de los bebederos en distintos tipos de hábitats donde se sufren períodos de sequía como en zonas desérticas de Norteamérica (Larsen et al. 2007a; Lynn et al. 2008) o de clima continental (Gaudioso Lacasa et al. 2010).

Llegado este punto, es necesario mencionar que en la clasificación de algunas especies existe cierto grado de imprecisión, tal como sucede con los roedores y los paseriformes, cuyo pequeño tamaño ha podido influir a la hora de infravalorar el número de individuos de ciertas especies y visitas realizadas dada la elevada dificultad para observarlos e identificarlos (Lynn et al. 2008), por ello no han podido ser tratados como especies individualizadas sino como grupo zoológico. Otro aspecto relevante que podría interpretarse de manera incorrecta se refiere a la presencia de los bandos de palomas que, a pesar de aparecer en un pequeño número de registros (porcentaje de visitas del 0,97 y 0,29% en el primer y segundo año, respectivamente), tales visitas son efectuadas, de manera puntual, por grupos de hasta 30 individuos, razón por la cuál el consumo o aprovechamiento de los recursos puede ser considerablemente superior al que indicaría su presencia aritmética o conteo numérico de visitas.

A la vista de nuestros resultados podemos considerar que la implementación de comederos y bebederos constituye una herramienta de gestión de indudable interés, muy utilizada por la caza menor ya que las especies cinegéticas protagonizan en torno al 80% del total de las visitas registradas. Otros autores presentan resultados mucho menos eficientes y prometedores desde el punto de vista de la gestión cinegética, así, en alguno de los casos, el conjunto de las especies diana o de interés que visitan estas instalaciones se encuentra en torno al 30% del total de los registros (Henson 2006; Stoate, C. & Szczur 2009; Sánchez & Buner 2012), siendo, así y todo muy superiores a los de Littlemore (2012) y Guthery (2004) que constataron una presencia de la especie diana cercana al 12 y 2%, respectivamente, y a los de Morris (2010) que no obtuvo fotografía alguna de los colines objeto de su estudio, si bien esto es atribuido por los autores a un manifiesto problema metodológico. En estudios realizados en bebederos se observa cómo son las especies cinegéticas aquellas que utilizan el aporte artificial de agua con mayor asiduidad, como es el caso de la perdiz chucar en zonas semiáridas de Norteamérica (Larsen et al. 2007b) y en especies cinegéticas de caza menor en la Península Ibérica (Gaudioso Lacasa et al. 2010).

A pesar de las limitaciones del sistema se ha podido realizar un análisis aproximativo de los comportamientos dominantes de las especies no cinegéticas más frecuentes en la zona en el entorno de los comederos. La urraca, con unos registros de frecuencias de visitas del 12,84% y 5,39% el primer y segundo año, respectivamente, fue la tercera especie que más frecuentó los comederos en el período de estudio, seguida por la corneja con un 6,39% y un 4,01%, en años sucesivos, respectivamente. La presencia incuestionable de estos córvidos muestra cómo las medidas de gestión pueden ser utilizadas por especies no deseadas para las especies cinegéticas (Henson 2006; Stoate, C. & Szczur 2009; Sánchez & Buner 2012), superando en exceso las medidas de control de depredadores oficiales y destacando como individuos consumidores nefastos de huevos y pollos de perdiz (Ballesteros 1998). A todo ello hay que añadir que, en nuestro caso, ambas especies fueron observadas de forma permanente, desde el primero hasta el último día del estudio, indicativo de la importancia que tiene su alimentación vegetal principalmente durante el otoño y el invierno (Martínez 2011). A pesar de ello, la presencia dominante de las especies cinegéticas (aproximadamente el 80% del total de los registros) nos permite afirmar que los comederos diseñados constituyen una medida muy utilizada, como así sucede con los bebederos. Este razonamiento coincide con los estudios que relacionan estas medidas positivamente con la densidad de especies cinegéticas (Díaz-Fernández et al. 2013).

Por lo que se refiere a los ritmos circadianos de las especies silvestres no útiles que nos ocupa, hay que decir que la urraca fue observada durante la práctica totalidad de las horas del día, aunque principalmente fue en las horas centrales cuando se registró una mayor actividad: el 66% de sus visitas a los comederos se concentran entre las 12 y 17 horas. Además, cabe resaltar también que casi la totalidad de las visitas fueron individuales o en pareja (80%), hecho que responde perfectamente a las estrategias dominantes en un comportamiento monógamo y territorial (Martínez 2011).

Cuando se analizan las pautas de comportamiento de los individuos capturados en el área del comedero apreciamos que en el 43,59% de las instantáneas que contienen urracas, el sujeto o su pareja están alimentándose, hechos que corroboran de forma indiscutible, el uso de los

comederos por parte de esta especie. Además, en algunas fotografías, también se observaron patrones etológicos indicativos del carácter social de esta especie con registros de hasta 20 individuos (Martínez 2011). Únicamente el 10,23% de las fotografías fueron efectuadas en “movimiento” o con registros de un comportamiento “desconocido”, ambas situaciones engloban patrones de difícil interpretación, debiendo resaltar que tales porcentajes fueron considerablemente inferiores a los observados en perdices y conejos registrados en estudios similares (Sánchez-García *et al.* 2012; Armenteros *et al.*, en preparación).

Por su parte, la presencia circadiana de la corneja se distribuyó de manera regular durante todas las horas de luz de la franja central del día (entre las 9 y las 17 horas), acudiendo a los comederos de forma individual, en dos tercios de las visitas, y en pareja en un 24% de los casos confirmando, como en el caso anterior, un comportamiento social monógamo y territorial frecuente entre los córvidos. En más de la tercera parte de los registros con presencia de cornejas (el 39%) aparecen los animales adoptando pautas o actitudes etológicas relacionadas con la ingestión de alimento de alguno de los comederos, hecho que confirma que durante el invierno en la dieta de la corneja se incrementa la cantidad de alimento de origen vegetal, especialmente los granos de cereal (Bolopo *et al.* 2009).

En ocasiones hemos podido observar la interacción entre individuos de ambas especies, aunque no hemos podido constatar una reacción negativa de la presencia de las cornejas frente a la aparición de urracas en los comederos como describen algunos autores (Birkhead *et al.* 1991). Además, en algunas situaciones se ha podido apreciar claramente como las especies cinegéticas rehúyen de los córvidos. Esto nos hace intuir que su presencia en las instalaciones provoca la ausencia de la caza menor. Sin embargo, en este trabajo no se ha profundizado en estos patrones, aspectos que se deberían de tener en cuenta para futuras investigaciones.

La presencia de ambos córvidos fue superior en aquellos comederos situados en entornos arbustivos, a pesar de ello en ninguna de las especies consideradas esa diferencia resulto significativa. Estos datos confirman la elevada adaptación de estos córvidos a distintos tipos de hábitats, considerándose favorables para su cría a los ecosistemas heterogéneos con alternancia

de zonas arbóreas y arbustivas (Bolopo et al. 2009; Martínez 2011). No obstante, en el Centro-Sur peninsular la abundancia de cornejas se asocia positivamente con el número de bosquetes y negativamente con la densidad de bordes entre parcelas (Herranz et al. 2000), afirmación que en nuestro caso pudimos apreciar como una tendencia aunque sin llegar a ser estadísticamente significativa.

El comportamiento observado en ambas especies no mostró ninguna variación significativa en relación al entorno donde se encontraban los animales; hecho que nos hace interpretar que la cobertura vegetal no influye en el comportamiento de alimentación. Una explicación posible sería que la cobertura vegetal no aporta protección frente a los depredadores en los córvidos. Este razonamiento confrontaría con lo afirmado por Díaz y Asensio (1991) que consideran que los períodos de vigilancia en la urraca son menores en las cercanías a zonas de refugio.

En referencia al efecto que tiene el tamaño del grupo en el comportamiento en los comederos, si bien en ningún caso estos datos resultaron significativos, existió una correlación positiva del número de animales que comían a medida que aumentaba el tamaño del grupo, mientras que por el contrario el número de animales en alerta y en pastoreo disminuyó. Resultados que coinciden con los estudios de Díaz y Asensio (1991) que afirman que en grupos mayores el tiempo por individuo empleado en vigilar es menor.

El uso de los comederos y bebederos artificiales por parte de las especies de caza menor, particularmente la perdiz roja y el conejo silvestre, queda demostrado por su abundante y reiterada utilización, del mismo modo que se constata también la presencia y utilización nada despreciable de los comederos por un gran número de especies del medio natural. A su vez estas medidas nos hacen pensar en un efecto positivo en las densidades poblacionales, concretamente de perdiz roja como se afirma en el trabajo de Díaz-Fernández et al. (2013). A pesar de ello, son necesarios nuevos y más profundos estudios sobre el impacto que tienen estas medidas de gestión de la caza menor sobre las dinámicas poblacionales y los hábitos y biorritmos de las especies cinegéticas. Así como el efecto sobre el conjunto de las especies que conforman el ecosistema.

Bibliografía

Arroyo, B., Caro, J., Estrada, A., Mougeot, F., Casas, F. & Viñuela, J. 2013. Efecto de la gestión para las especies de caza menor sobre la fauna no cinegética. *Ecosistemas*, **22**, 27–32.

Bagliacca, M., Falcini, F., Porrini, S., Zalli, F. & Fronte, B. 2008. Hens of different origin . Dispersion and habitat use after release. *Italian Journal of Animal Science*, **7**, 321–333.

Ballesteros, F. 1998. *Las especies de caza en España. Biología, ecología y conservación.*

Ballesteros, C., Carrasco-garcía, R., Vicente, J., Carrasco, J., Lasagna, A., Fuente, J. De & Gortázar, C. 2009. Selective piglet feeders improve age-related bait specificity and uptake rate in overabundant Eurasian wild boar populations. *Wildlife Research*, **36**, 203–212.

Birkhead, T. R., Baillie, S. R. & Gooch, S. 1991. Magpie (*Pica pica*) and songbird populations. Retrospective investigation of trends in population density and breeding success. *Journal of Applied Ecology*, **28**, 1068–1086.

Bolopo, D., Canestrari, D. & Baglione, V. 2009. Corneja negra – *Corvus corone* Linnaeus , 1758. In: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*, (Ed. by L. M. (Eds.). Salvador, A., Bautista), pp. 10–11. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

Borrhalho, R., Rito, A., Rego, F., Simões, H. & Pinto, P. V. 1998. Summer distribution of Red-legged Partridges *Alectoris rufa* in relation to water availability on Mediterranean farmland. *Ibis*, **140**, 620–625.

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

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.

Delibes-Mateos, M., Delibes, M., Ferreras, P. & Villafuerte, R. 2008a. Key role of European rabbits in the conservation of the Western Mediterranean basin hotspot. *Conservation Biology*, **22**, 1106–1117.

Delibes-Mateos, M., Ferreras, P. & Villafuerte, R. 2008b. Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why they do not match? *European Journal of Wildlife Research*, **55**, 65–69.

Demaso, S. J., Townsend, D. E., Cox, S. A., Parry, E. S., Lochmiller, R. L. & D., P. A. 2002. The effect of quail feeders on Northern Bobwhite density in Western Oklahoma. In: *National Quail Symposium 5*, pp. 241–244.

DeStefano, S., Schmidt, S. L. & James, C. 2000. Observations of predator activity at wildlife water developments in southern Arizona. *Journal of Range Management*, **53**, 255–258.

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**, e66671.

Draycott, R. A. H. 2002. Effects of supplementary feeding on the body condition and breeding success of released pheasants.

España. 2007. *Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Boletín Oficial del Estado, núm. 299 de 13 de diciembre de 2007.*

Gaudioso Lacasa, V. R., Sánchez García-Abad, C., Prieto Martín, R., Bartolomé Rodríguez, D. J., Pérez Garrido, J. a. & Alonso de La Varga, M. E. 2010. Small game water troughs in a Spanish agrarian pseudo steppe: visits and water site choice by wild fauna. *European Journal of Wildlife Research*, **56**, 591–599.

Godbois, I. V. Y. A., Conner, L. M. & Warren, R. J. 2004. Space-Use Patterns Of Bobcats Relative To Supplemental Feeding Of Northern Bobwhites. *Ecological Research*, **68**, 514–518.

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

Guthery, F. S., Hiller, T. L., Puckett, W. H., Baker, R. A., Smith, S. G. & Rybak, A. R. 2004. Effects of feeders on dispersion and mortality of bobwhites. *Wildlife Society Bulletin*, **32**, 1248–1254.

Hegglin, D., Bontadina, F., Gloor, S., Swild, J. R., Müller, U., Breitenmoser, U. & Deplazes, P. 2004. Baitin red foxes in an urban area: a camera trap study. *Journal of Wildlife Management*, **68**, 1010–1017.

Heilbrun, R. D., Silvy, N. J., Peterson, M. J. & Tewes, M. E. 2006. Estimating Bobcat Abundance Using Automatically Triggered Cameras. *Wildlife Society Bulletin*, **34**, 69–73.

Henson, K. D. 2006. Species visitation at free-choice quail feeders in west Texas.

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.

Hoodless, A. N., Draycott, R. A. H., Ludiman, M. N. & Robertson, P. A. 1999. Effects of supplementary feeding on territoriality, breeding success and survival of pheasants. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 147–156.

Karanth, K. U., Nichols, J. D., Kumar, N. S. & Hines, J. E. 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling. *Ecology*, **87**, 2925–37.

Kelly, M. J. & Holub, E. L. 2008. Camera Trapping of Carnivores : Trap Success Among Camera Types and Across Species , and Habitat Selection by Species , on Salt Pond Mountain , Giles. *Northeastern Naturalist*, **15**, 249–262.

Larsen, R. T., Flinders, J. T., Mitchell, D. L. & Perkins, E. R. 2007a. Conservation risks of exotic chukars (*Alectoris chukar*) and their associated management: implications for a widely introduced phasianid. *Wildlife Research*, **34**, 262–270.

Larsen, R. T., Flinders, J. T., Mitchell, D. L., Perkins, E. R. & Whiting, D. G. 2007b. Chukar Watering Patterns and Water Site Selection. *Rangeland Ecology Management*, **60**, 559–565.

Leopold, A. 1933. *Game Management*.

Littlemore, J. & Willmer, S. 2012. Supplementary Feeding helps Farmland Songbirds Survive the “ Hungry Gap .” In: *Proceedings of the British Ecological Society, Winter Meeting, University of Birmingham.*, Vol 5 pp. 1.

Liukkonen-Anttila, T., Kentala, A. & Hissa, R. 2001. Tannins--a dietary problem for hand-reared grey partridge *Perdix perdix* after release? *Comparative biochemistry and physiology Part C*, **130**, 237–48.

Lynn, J. C., Rosenstock, S. S. & Chambers, C. L. 2008. Avian Use Of Desert Wildlife Water Developments As Determined By Remote Videography. *Western North American Naturalist*, **68**, 107–112.

Martin, T. E. 1987. Food as a Limit on Breeding Birds: A Life-History Perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **18**, 453–487.

Martínez, J. G. 2011. Urraca – *Pica pica* Linnaeus , 1758. In: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles.*, (Ed. by M. B. Morales), Museo Nacional de Ciencias Naturales,.

Mccoy, J. C., Ditchkoff, S. S. & Steury, T. D. 2011. Bias associated with baited camera sites for assessing population characteristics of deer. *The Journal of Wildlife Management*, **75**, 472–477.

Meriggi, A. & Mazzoni, R. 2004. Dynamics of a reintroduced population of red-legged partridges *Alectoris rufa* in central Italy. *Wildlife Biology*, **10**, 1–9.

Millán, J., Gortázar, C., J Buenestado, F., Rodríguez, P., S Tortosa, F. & Villafuerte, R. 2003. Effects of a fiber-rich diet on physiology and survival of farm-reared red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *Comparative biochemistry and physiology. Part A, Molecular & integrative physiology*, **134**, 85–91.

Moleón, M., Sánchez-Zapata, J. a, Gil-Sánchez, J. M., Ballesteros-Duperón, E., Barea-Azcón, J. M. & Virgós, E. 2012. Predator-prey relationships in a Mediterranean vertebrate system: Bonelli’s eagles, rabbits and partridges. *Oecologia*, **168**, 679–89.

Morris, G., Conner, L. M. & Oli, M. K. 2010. Use of Supplemental Northern Bobwhite (*Colinus virginianus*) Food by Non-Target Species. *Florida Field Naturalist*, **38**, 99–105.

Nadal, J. 1992. Problemática de las poblaciones de perdiz roja, bases ecoetológicas para tener éxito con las repoblaciones. In: *La perdiz roja. (ed) Gestión del Hábitat.*, (Ed. by S. Fundación La Caixa, Barcelona), pp. 87–100.

Newton, I. 1980. The role of food in limiting bird numbers. *Ardea*, **68**, 11–30.

Ontiveros, D. & Pleguezuelos, J. M. 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli ’ s eagle (*Hieraetus fasciatus*): management implications. *Journal of Animal Ecology*, **93**, 19–25.

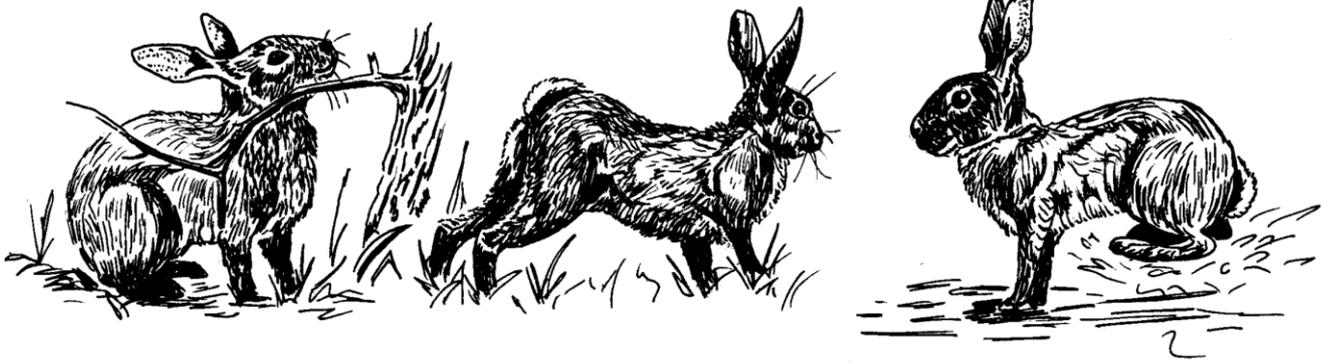
Pérez, J. A. 2006. Determinación de los principales parámetros ecoetológicos de la perdiz roja (*Alectoris rufa* Linnaeus, 1758) y su aplicación a la evaluación de animales destinados a repoblación.

- Robb, G. N., McDonald, R. a, Chamberlain, D. E., Reynolds, S. J., Harrison, T. J. E. & Bearhop, S.** 2008. Winter feeding of birds increases productivity in the subsequent breeding season. *Biology letters*, **4**, 220–3.
- Robinson, R. a. & Sutherland, W. J.** 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 157–176.
- Robles, R.** 1998. Sistemas alternativos de cría y manejo de perdiz roja (*Alectoris rufa*) bajo condiciones naturales semicontroladas. University of Leon.
- Rosenstock, S. S., Ballard, W. B. & Devos, J. C.** 1999. Viewpoint: Benefits and Impacts of Wildlife Water Developments. *Journal of Range Management*, **52**, 302–311.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T. & Carbone, C.** 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 1228–1236.
- Sánchez, C. & Buner, F.** 2012. The use of game feeders on lowland farmland. In: *Annual Review of 2012 The Game and Wildlife Trust, Fordingbridge*, pp. 32–33.
- Sánchez-García, C., Armenteros, J. a., Alonso, M. E., Larsen, R. T., Lomillos, J. M. & Gaudioso, V. R.** 2012. Water-site selection and behaviour of red-legged partridge *Alectoris rufa* evaluated using camera trapping. *Applied Animal Behaviour Science*, 1–10.
- Siriwardena, G. M., Calbrade, N. a. & Vickery, J. a.** 2008. Farmland birds and late winter food: does seed supply fail to meet demand? *Ibis*, **150**, 585–595.
- Srbek-Araujo, A. C. & Chiarello, A. G.** 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, **21**, 121–125.
- Stoate, C. & Szczur, J.** 2001. Could game management have a role in the conservation of farmland passerines? A case study from a Leicestershire farm. *Bird Study*, **48**, 279–292.
- Stoate, C. & Szczur, J.** 2009. Predation, winter feeding and songbirds. In: *Annual Review of 2009 The Game and Wildlife Trust, Fordingbridge*, pp. 56–57.
- Torre, I., Peris, A. & Tena, L.** 2005. Estimating The Relative Abundance And Temporal Activity Patterns Of Wood Mice (*Apodemus sylvaticus*) By Remote Photography In Mediterranean Post-Fire Habitats. *Galemys*, **17**, 41–52.
- Townsend, D. E., Lochmiller, R. L., DeMaso, S. J., David M. Leslie, J., Peoples, A. D., Cox, S. A. & Parry, E. S.** 1999. Using Supplemental Food and Its Influence on Survival of Northern Bobwhite (*Colinus Virginianus*). *Wildlife Society Bulletin*, **27**, 1074–1081.
- Turner, A. S., Conner, L. M. & Cooper, R. J.** 2008. Supplemental Feeding of Northern Bobwhite Affects Red-Tailed Hawk Spatial Distribution. *Journal of Wildlife Management*, **72**, 428–432.
- Villanúa, D., Pérez-Rodríguez, L., Casas, F., Alzaga, V., Acevedo, P., Viñuela, J. & Gortázar, C.** 2008. Sanitary risks of red-legged partridge releases: introduction of parasites. *European Journal of Wildlife Research*, **54**, 199–204.

Virgós, E., Cabezas-dlaz, S., Malo, A., Lozano, J. & Lopez-huertas, D. 2003. Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriologica*, **48**, 113–122.

Zielinski, W. J. & Kucera, T. E. 1995. Current distribution of the fisher *martes pennanti*, in California. *California Fish and Game*, **81**, 104–112.

Discusión



4. Discusión General

En el presente estudio hemos analizado una de las medidas más frecuentes en la gestión cinegética como es el aporte suplementario de agua y alimento mediante comederos y bebederos artificiales, en concreto la utilización de los mismos por parte de la fauna silvestre en general y sobre la perdiz roja y el conejo de monte en particular.

El valor económico de la caza y su elevada demanda han hecho florecer, dentro de la actividad cinegética, una caza “industrial”, centrada en la aplicación de una gestión intensiva con el objetivo comercial de obtener los mayores beneficios en el menor tiempo posible. Entre las actividades más comunes de este tipo de gestión destaca la cría de animales en cautividad y su posterior liberación al medio. Estos animales, generalmente aves, no suelen mostrar un comportamiento adecuado para sobrevivir en el medio silvestre, como sucede con la perdiz roja (Pérez 2006); asimismo, su liberación en el medio supone un riesgo sanitario por la potencial introducción de agentes patógenos, en las poblaciones silvestres de la propia especie o de otras distintas, como ocurre en el caso de algunos parásitos (Villanúa et al. 2007, 2008). Otra práctica frecuente, sobre todo en la caza mayor, es el cerramiento de los cotos o terrenos cinegéticos impidiendo el libre movimiento de los animales, facilitando así el mantenimiento de elevadas densidades animales y tasas de agregación (Gortázar et al. 2006). La aplicación de este tipo de medidas de gestión cinegética se debería enmarcar dentro de las actividades propias de la ganadería extensiva y como tal, someterse a su regulación y control correspondiente (Armenteros et al. 2013).

Por el contrario, una gestión cinegética “extensiva” o no comercial se basa en tres aspectos básicos: la mejora de la calidad y disponibilidad del hábitat, el control de depredadores y la suplementación de nutrientes a las poblaciones silvestres. Esta gestión cinegética, que no atiende tanto a criterios de rentabilidad puramente económica, puede resultar beneficiosa para el conjunto del ecosistema. La gestión cinegética y conservación se encuentran más relacionadas de lo que inicialmente puede parecer (Arroyo et al. 2013).

La aplicación de medidas de gestión cinegética extensiva, como la realización de prácticas agrícolas tradicionales y la mejora de la calidad del hábitat mediante la conservación o restauración del paisaje en mosaico, no resulta siempre posible, a pesar de ser considerado el hábitat idóneo para las especies de caza menor (Casas 2008). Esto es debido en mayor medida a la disparidad de prioridades entre el colectivo agrícola, cinegético y conservacionista que limita las actuaciones en el mundo rural.

El control de depredadores se encuentra en una situación similar, siendo una práctica muy arraigada en el mundo cinegético a la vez que controvertida para la sociedad actual, mayoritariamente urbana. El concepto de depredador y los métodos de captura han ido evolucionando a lo largo del tiempo, adaptándose a los valores sociales y ecológicos del momento. En la actualidad a pesar de una legislación (Ley 42/2007) y unas directrices al respecto (FEDENCA 2008), el solapamiento de competencias entre administraciones y las diferentes posturas medioambientales de las Comunidades Autónomas sitúa frecuentemente al control de depredadores en situaciones contradictorias desde un punto de vista geográfico, ecológico y legislativo.

Otra práctica muy extendida es la suplementación de nutrientes a la fauna silvestre. Las razones o motivos que llevan a la suplementación son variados (gestión cinegética, control de daños a cultivos, turismo, de manera altruista, etc.) y sus efectos pueden ser igualmente dispares e incluso contraproducentes (Williamson 2000; Brown & Cooper 2006). La principal finalidad de la suplementación de nutrientes es aumentar el rendimiento productivo animal (mayor tasa de crecimiento, mayor tasa reproductiva, mayor tamaño de los trofeos, etc.). A pesar de su extendido uso, la suplementación también muestra efectos perjudiciales como alteraciones etológicas o un mayor riesgo de transmisión de enfermedades (Dunkley & Cattet 2003; Gortázar et al. 2006).

A continuación pasamos a detallar cada uno de los trabajos realizados que intentan mejorar el conocimiento de la utilización de estas medidas de gestión por parte de las especies de caza menor y la fauna silvestre relacionada.

4.1 Uso de los bebederos artificiales

La importancia del agua para los seres vivos no es un descubrimiento reciente. La disponibilidad de agua es un requisito indispensable para la existencia de la vida tal y como la conocemos. Por ello, no resulta extraño encontrarse con un amplio número de investigaciones que evalúan las necesidades hídricas de las especies domésticas. Asimismo, son numerosos los trabajos que profundizan en los requerimientos de agua de la fauna silvestre y su repercusión en distintos aspectos de la biología. Uno de los primeros estudios fue realizado por Aldo Leopold (1933) que describe las distintas fuentes de agua del medio utilizadas por la fauna silvestre, así como la importancia del conocimiento de la biología de las especies para la gestión de este recurso. En la actualidad se sigue investigando la repercusión del agua en la fauna silvestre, los efectos de su suplementación y cómo optimizar su administración. Por este motivo, la valoración en profundidad del uso de fuentes de agua, como los bebederos artificiales, ha sido uno de los objetivos de esta tesis.

Uso de los bebederos por parte de la perdiz roja

Como citamos con anterioridad, una de las medidas básicas en la gestión cinegética es el aporte de nutrientes en época de carestía, motivo que hace del aporte suplementario de agua durante la época del verano una práctica ampliamente extendida en los ambientes mediterráneos (Ríos-Saldaña 2010). Este hecho se refleja en la influencia positiva de los bebederos sobre las poblaciones de perdiz roja en aspectos como su distribución, densidad y relación crías/adultos, variable que informa del éxito reproductor (Borralho et al. 1998; Díaz-Fernández et al. 2013).

En nuestro protocolo analizamos, durante tres veranos consecutivos, cómo la climatología y la cobertura vegetal pueden determinar la presencia de la perdiz roja en los bebederos. La perdiz roja no acudió a los o bebederos de forma relevante hasta la mitad del período estival, a pesar de las elevadas temperaturas alcanzadas (>20°C temperatura media diaria), advirtiéndose que la climatología no influyó en el comportamiento inmediato de ingestión de agua. Estas conclusiones son similares a las obtenidas, sobre la perdiz chucar (*Alectoris chukar*), por Larsen et al (2007) quienes no observaron una relación inmediata entre el uso de los bebederos y la

temperatura siendo, posiblemente, la humedad del alimento un factor determinante. La reducción de las fuentes naturales de agua (agostamiento de la vegetación, desaparición de charcos, etc.) podrían explicar el incremento de la presencia de la perdiz a partir de esos momentos.

Además, resultó evidente la selección favorable por parte de la perdiz roja de aquellos bebederos con cobertura arbustiva en las proximidades (a una distancia entre tres y cinco metros del abrevadero), donde únicamente se consiguió fotografiar a los adultos con sus polladas. La protección que otorgan los arbustos supone un atractivo para el uso de los bebederos minimizándose los riesgos de depredación asociados a esos momentos proporcionando, además, una temperatura ambiental más favorable (Fortuna 2002; Larsen et al. 2007). Estas conclusiones contrastan con lo afirmado por Gaudioso et al (2010) quienes estiman que existe una preferencia por los bebederos en entornos despejados o sin cobertura vegetal, si bien aplica diferentes métodos de análisis de presencia. Cabe destacar que en nuestro trabajo apenas se obtuvieron fotos de perdices en bebederos ubicados en entornos sin cobertura vegetal.

La actividad diaria de las perdices mostró un patrón bimodal marcado, observándose una mayor actividad durante las primeras horas matutinas y últimas vespertinas. Esta pauta corresponde al comportamiento habitual de la especie cuando los animales se mueven y se alimentan. Resultados similares se encontraron en los estudios sobre la perdiz roja en semi-libertad (Robles 1998) y en la perdiz chucar en Norteamérica (Larsen et al. 2007). Si bien no podemos descartar la influencia de otros factores distintos a las necesidades hídricas, tales como la depredación.

A su vez, los parámetros de comportamiento observados mostraron una representación porcentual similar independientemente de la hora del día, la cobertura vegetal del entorno o la presencia de las crías en las visitas. Se advirtió un porcentaje máximo de un 21,3% de aves en vigilancia, muy superior a lo afirmado en otros trabajos donde se observa entre uno y tres individuos vigilando en bandos de 20 o 30 aves (Pintos et al. 1985). Por el contrario, si se constató un descenso del porcentaje de animales en posturas de alerta a medida que el tamaño del grupo aumentaba, como así lo afirma la teoría de la manada egoísta (Hamilton 1971) y como se observa en la perdiz pardilla (*Perdix perdix*) (Watson et al. 2007). Aunque son necesarias

más investigaciones, suponemos que el modelo de bebedero utilizado, descrito en Gaudioso et al. (2010) el cuál únicamente permite el uso simultáneo a dos o tres individuos, puede ser el motivo de la reducción en la proporción de animales vigilantes. Debido al pequeño número de fotografías realizadas en los bebederos sin cobertura vegetal, no se pudo analizar el efecto del tamaño de bando en la variación del comportamiento. Como dato indicativo de las limitaciones de nuestra técnica de análisis de comportamiento debemos citar que más de un tercio de las aves (36,7%) fueron fotografiadas en movimiento o realizando comportamientos desconocidos, información que muestra la existencia de una línea de mejora de los protocolos a la hora de programar futuros trabajos al respecto.

Los avances obtenidos en nuestro estudio muestran la importancia de la ubicación y del entorno de los bebederos para su utilización por parte de la perdiz roja, desmarcándose de la influencia de la climatología en el momento presente. Futuras investigaciones deben profundizar en otros aspectos, como la existencia de otras fuentes de agua, los efectos de la depredación y el impacto de la suplementación de agua en la dinámica poblacional.

Uso de los bebederos por parte del conejo de monte

El protocolo número dos de esta tesis, se realizó de manera paralela al anterior y se centró en profundizar en el mejor conocimiento de la respuesta de la otra especie cinegética de caza menor en la Península Ibérica por excelencia, el conejo de monte. Esta especie presa es sin duda la más importante en el ecosistema mediterráneo ibérico (Ferreira 2012), responsable de promover su riqueza y heterogeneidad (Gálvez-Bravo et al. 2011). Es una creencia popular bastante extendida que el conejo no necesita beber agua debido a que obtiene suficientes recursos hídricos del alimento. Esta afirmación es en parte cierta sobre todo en períodos de climatología favorable (Gidenne & Lebas 2006) y resulta evidente su elevada resistencia a la falta de agua durante largos períodos de sequía (Hayward 1961). Aun así la escasez de agua tiene un impacto negativo en el conejo, como se ha comprobado con animales en cautividad (Cooke 1982). Por ello, una práctica habitual en la gestión cinegética de la especie es la distribución de bebederos durante la época estival. Este protocolo se desarrolló con el objetivo

de desvelar alguno de los principales factores condicionantes del uso de los bebederos por parte del conejo de monte.

La obtención de agua mediante otras fuentes quedó patente dado el escaso número de fotografías al inicio y final del período de estudio, cuando las fuentes de alimento y la climatología posibilitan que los requerimientos hídricos se puedan suplir mediante el alimento. Asimismo, no se observó una influencia clara de la climatología a lo largo del tiempo, circunstancia que refuerza la idea de la variedad de fuentes de agua en el ecosistema (Leopold 1933).

Con respecto al ritmo circadiano del conejo, éste se mostró mayoritariamente matutino y en menor medida vespertino. Este ritmo de actividad diaria en torno a los bebederos guarda relación con algunas de las variables climatológicas estudiadas, destacando un incremento de la misma a medida que evolucionan la temperatura del aire y la velocidad del viento. Por el contrario, no se observó apenas presencia en las horas centrales del día cuando la climatología fue más severa (Villafuerte et al. 1993; Lee et al. 2010), y tampoco se advirtió mayor actividad relacionada con la oscuridad como declara Mykytowycz and Rowley (1958) and Wallage-Drees (1989). En líneas generales, nuestros resultados concuerdan con las afirmaciones de Díez (2005) según el cual el comportamiento diario de los conejos viene determinado por la climatología existente.

La ubicación de los bebederos fue una circunstancia determinante en el uso de los mismos teniendo en cuenta que la práctica totalidad de las fotografías (99%) fueron realizadas en aquellos situados en entornos con cobertura vegetal arbustiva. Nuestros resultados convergen en la idea de la importancia que la cobertura tiene para el conejo, aportando protección frente a los depredadores (Villafuerte & Moreno 1997; Monzón et al. 2004) y favoreciendo la creación de madrigueras (Palomares 2003b; Gea-Izquierdo et al. 2005). De igual modo nos encontramos en sintonía con las conclusiones realizadas por Lombardi et al (2007) que relacionan la existencia de cobertura vegetal de porte arbustivo con una mayor actividad y un área de campeo más grande durante el día, y consideran que el matorral aporta más y mejor protección frente a la depredación durante el período diurno (Moreno et al. 1996). Por el contrario, nuestro trabajo no

coincide totalmente con el realizado por Gaudioso et al. (2010) que confirma la presencia del conejo en bebederos ubicados en ambos entornos, con cobertura arbustiva y sin ella; esta disparidad podría ser debida a la diferente metodología aplicada en ambos estudios.

El método utilizado para el análisis de comportamiento de esta especie ha presentado algunas limitaciones. Sirva como dato que en el 62,6% de las fotografías se observa a los animales en movimiento o implicados en comportamientos desconocidos, a diferencia de trabajos similares realizados sobre la perdiz roja donde los porcentajes de animales en movimiento son mucho menores (30-40%) (Sánchez-García et al. 2012), circunstancia que nos impidió valorar en profundidad los patrones etológicos del conejo. A pesar de ello se identificaron a los individuos bebiendo y comiendo, escarbando el terreno o acicalándose, sin embargo no se ha podido determinar si la causa de su presencia estuvo motivada por el bebedero por carecer en nuestro estudio de puntos control. Del mismo modo, debido a las características estructurales del bebedero y del entorno no se pudo valorar comportamientos intraespecíficos como sí describe Roberts (1988) que determina que el grado de vigilancia del conejo disminuye cuando se encuentra próxima su pareja y aumenta con la cercanía de otros individuos.

Este protocolo confirmó la importancia de la cobertura vegetal para la utilización de los bebederos. Para finalizar la discusión de este protocolo, debemos citar un aspecto no estudiado en este trabajo y que en nuestra opinión deberían incluir las futuras investigaciones, como es la influencia de la depredación en el comportamiento de ingestión de agua y en la elección del tipo de bebedero.

4.2 Uso de los comederos artificiales

Del mismo modo que sucede con el agua, el aporte suplementario de alimento sólido en especies cinegéticas durante el período de escasez, el invierno en la zona de estudio, es una herramienta frecuente en la gestión cinegética, a pesar de los riesgos sanitarios que supone la concentración de animales (Höfle et al. 2004; Vicente et al. 2007). Estas acciones van dirigidas a evitar o reducir la escasez de alimento, factor que puede ser limitante y determinar la tasa de supervivencia, el éxito reproductivo, el tamaño poblacional o la estructura social de la misma,

especialmente durante la época invernal (Martin 1987). La falta de alimento puede ser un factor esencial en la dinámica poblacional, pero es más frecuente que sea la conjunción de varios factores, entre ellos el alimento, lo que realmente determine esas variaciones (Newton 1980).

Uso de los comederos por parte de la perdiz roja

El protocolo número tres analiza el uso de los comederos artificiales por parte de la perdiz roja durante el invierno y la primavera de dos años consecutivos. Hemos tratado de revelar la influencia de algunos factores ecoetológicos y climatológicos, de un modo similar al estudio realizado en bebederos sobre la especie en esta tesis doctoral.

La climatología no resultó determinante en el uso de los comederos y esa falta de solidez en los resultados nos hizo considerar que los factores climatológicos no pronostican la necesidad del uso de los comederos, coincidiendo con los estudios de Townsend et al. (1999). A pesar de ello, la presencia de perdices en búsqueda de una alimentación artificial fue superior durante los meses invernales (Diciembre-Febrero) cuando el clima es más severo y la disponibilidad de alimento es reducida (no hay hierba, brotes, semillas, etc.). Esta tendencia nos indica unas mayores necesidades energéticas cuando se alcanzan bajas temperaturas (Delane & Hayward 1975), añadido a una escasez de recursos durante este período (Newton 1980).

En el ritmo circadiano de la perdiz roja se detectaron dos momentos de máxima actividad, uno matutino y otro vespertino, patrones parecidos a los observados en animales en cautividad y semicautividad (Pintos et al. 1985; Robles 1998; Prieto 2008), y a aquellos concernientes a la ingestión de agua en bebederos artificiales para la misma especie (Sánchez-García et al. 2012) y en la perdiz chucar en Norteamérica (Larsen et al. 2007). Este biorritmo diario es propio de las especies presa que adaptan sus hábitos con la intención de reducir el riesgo de depredación y acoplarlo, además, a los momentos de climatología más favorable.

La protección que las zonas de matorral aportan a la perdiz roja dentro de un paisaje heterogéneo (Fortuna 2002) nos hizo presuponer una selección positiva hacia aquellos comederos rodeados de cobertura vegetal arbustiva, preferencia que ya se observó en los bebederos durante la época estival (Sánchez-García et al. 2012). Sin embargo, en el uso de los

comederos tal tendencia no fue observada, a diferencia de Gaudioso et al (2010) que, si bien utilizando distinta metodología y analizando la ingestión hídrica, identifica una querencia por aquellos bebederos ubicados en entornos abiertos. La información recabada nos hace pensar que en la zona de estudio y durante ese período, la alimentación no es determinante de la distribución espacial y por lo tanto, la utilización de los comederos o de los recursos nutricionales no están afectados por su localización (Buenestado et al. 2008). Esto se puede explicar debido a que el lapso de tiempo analizado engloba dos fases del ciclo biológico de la especie; el primero durante el invierno con la presencia de grandes bandos ocupando áreas de campeo mayores y mostrando una preferencia a alimentarse en zonas más abiertas (Watson et al. 2007); y el segundo, la fase de cortejo y reproducción (finales del invierno y primavera) cuando adquieren un comportamiento territorial y utilizan en mayor medida zonas con cobertura vegetal (Cramp, S. & Simmons 1980; Watson et al. 2007). El análisis conjunto de ambos períodos ha podido enmascarar en parte la mejor interpretación de los resultados obtenidos.

La variación en el comportamiento de la perdiz se pudo observar también en el número de animales fotografiados simultáneamente que pasó de un máximo de 23 individuos durante el invierno a un máximo de cuatro durante la temporada de emparejamiento y puesta (a partir de finales de enero).

Por otro lado el comportamiento no estuvo influenciado por el entorno, permaneciendo constante el porcentaje de animales en vigilancia (25-30%) independientemente del tamaño del bando, siendo éste superior a lo afirmado por Pintos et al (1985) que observa un número de uno a tres individuos vigilantes en grupos de 20 animales. Discrepamos también en la reducción del tiempo de vigilancia individual por la existencia de cobertura vegetal o a medida que se incrementa el tamaño del grupo (Watson et al. 2007). Nuestros resultados de comportamiento en la ingestión de alimento se han mostrado similares a los de ingestión de agua de la especie obtenidos en el capítulo uno (Sánchez-García et al. 2012).

A pesar de que no observamos una influencia clara de la climatología y de la cobertura vegetal en la utilización de los comederos, sí se advirtió un mayor uso de los mismos cuando la climatología fue más severa (Townsend et al. 1999).

La implementación de comederos artificiales ha ocasionado la presencia regular de la perdiz roja en los mismos, este hecho a pesar de no poderse comprobar de manera estadística, ha provocado una consolidación de los distintos bandos al territorio, si bien estas afirmaciones se basan en observaciones personales. Resultan necesarias futuras investigaciones a largo plazo y en una diversidad de hábitat que permitan desvelar la combinación de los factores más influyentes en la especie durante este período y su repercusión en la dinámica poblacional de la especie.

Uso de los comederos por parte del conejo de monte

La transcendencia del conejo en el ecosistema mediterráneo (Delibes-Mateos et al. 2008) y el descenso poblacional sufrido en las últimas décadas hace que un gran número de actuaciones se hayan centrado en su conservación. Una de las más relevantes y eficaces a largo plazo es la gestión de hábitat, y entre ellas está el incremento de las fuentes de alimento (Catalán et al. 2008). Por ese motivo, el protocolo número cuatro estudia el uso por parte del conejo de monte de los comederos artificiales durante la época invernal y primaveral, analizando la influencia de factores como la climatología y la cobertura vegetal.

El conejo estuvo presente en los comederos durante todo el período de estudio, no observándose relación significativa con ninguna variable climática estudiada. A pesar de que no se pudo confirmar la relación inversa entre las necesidades energéticas de los animales y la temperatura ambiental, como se ha realizado en el conejo doméstico (Gidenne & Lebas 2006), sí se produjo un incremento de su presencia en los comederos entre los meses de noviembre y diciembre del segundo año, coincidiendo con un gran descenso térmico y elevadas precipitaciones en forma de lluvia y nieve. Estos razonamientos concuerdan con los trabajos realizados en el Parque Nacional de Doñana donde observaron un impacto negativo de las fuertes lluvias sobre la especie (Palomares 2003a). A pesar de que tampoco se apreció un descenso relevante de la presencia del conejo relacionada con el viento (Villafuerte et al. 1993), sí se observó un incremento significativo del comportamiento de alimentación en los comederos diferido en el tiempo. Los hallazgos de Díez (2005) podrían explicarlo, ya que en su trabajo advirtió una

correlación positiva entre la velocidad del viento con la actividad de los conejos macho, debido principalmente a la aparición de un comportamiento de vigilancia mayor. Este incremento de los patrones etológicos antipredatorios podría suponer un descenso en el tiempo de alimentación, observándose posteriormente el efecto compensatorio, como sucede en nuestro estudio. Es decir, después de una etapa de menor consumo de alimento o de menor número de visitas a los comederos, sobreviene un período en el que se incrementan el consumo de alimento y, por lo tanto, el número de visitas a los comederos. A pesar de todo, a finales del invierno, durante los meses de Febrero y Marzo, hubo un incremento claro del uso de los comederos, coincidiendo con la escasez de las fuentes de alimento, el aumento de la actividad reproductiva del conejo y de los requerimientos nutricionales (Villafuerte et al. 1997; Díez et al. 2005).

El clima tiene un efecto diferido a nivel poblacional (Rödel & Dekker 2012). En ese estudio, realizado en Holanda y Alemania, se constató que las bajas temperaturas invernales actúan como factor limitante, siempre que durante la primavera precedente se hayan producido elevadas precipitaciones, no obstante, en nuestro trabajo no se analizaron los factores poblacionales.

Por otro lado, el uso de los comederos puede estar condicionado por la existencia de otras fuentes de alimento (Martins et al. 2002). Hay que tener en cuenta que ciertas investigaciones consideran que la disponibilidad de alimento no es el primer factor determinante en la distribución del conejo (Lombardi et al. 2007), esto es debido a que, concretamente durante el invierno, el refugio resulta el factor limitante principal (Rueda et al. 2008). Aunque los motivos exactos por los cuales los conejos acuden a los comederos no pueden ser determinados, como sucede en el protocolo de los bebederos, el hecho de que el conejo acudiera a estos puntos de suplementación de manera regular durante el estudio, nos hace pensar que los comederos sí tienen una trascendencia manifiesta para la especie.

La importancia de la cobertura vegetal arbustiva para el conejo es indiscutible debido a su aporte de protección, cobijo y alimento (Carvalho & Gomes 2004; Fernandez 2004; Monzón et al. 2004). Este tipo de vegetación se revela como un factor favorable para el éxito a corto plazo de las translocaciones (Calvete & Estrada 2004) así como para la construcción de madrigueras

artificiales debido a la tendencia natural a iniciarlas al amparo de los arbustos (Gea-Izquierdo et al. 2005). Sin embargo, los datos cosechados en nuestro trabajo no han mostrado una preferencia del conejo hacia aquellos comederos en entornos con cobertura arbustiva. Si bien debemos mencionar que no se pudo realizar un análisis comparativo entre entornos durante el segundo año por problemas logísticos ajenos al diseño del protocolo (robo de cámaras, incursiones de ganado y diversas inundaciones locales). No obstante nuestros datos nos indican que en la zona de estudio, durante el invierno y la primavera, la cobertura vegetal no es un factor determinante en la elección de los comederos, a diferencia de lo que sucede durante el verano a la propia especie y a la perdiz roja, como hemos observado en capítulos anteriores de esta tesis. Esta respuesta nos hace suponer que, al menos durante el período de estudio, los espacios abiertos y con cobertura vegetal tienen una importancia similar para el comportamiento antipredatorio del conejo, coincidiendo con Carvalho & Gomes (2004) y Moreno et al. (1996).

El análisis de la respuesta etológica en el entorno del comedero supone un 39% de animales en movimiento, comprobando la dificultad de analizar el resto de los patrones de comportamiento en esta especie como ya constatamos en el protocolo del uso de los bebederos (62,6%). No obstante, cabe destacar que un tercio de los animales identificados muestran comportamientos de vigilancia, dato que confirma el riesgo de depredación que supone el momento de la alimentación; a pesar de ello, el 28% de los conejos fueron observados comiendo. Por añadidura, el número de individuos por visita en los comederos sí influyó en el comportamiento de los mismos, existiendo un descenso en el porcentaje de animales vigilando a medida que el número de animales presentes en cada visita analizada aumenta (Hamilton 1971). Por otro lado, la competición intraespecífica, constatada en el conejo de monte (Roberts 1988), podría explicar el motivo por el cual a medida que aumenta el tamaño del grupo durante la visita al comedero, existe un descenso en el porcentaje de animales alimentándose y un incremento de individuos en movimiento. Sin embargo, en nuestro estudio no hemos podido identificar ninguna situación de competencia intraespecífica, resultando necesarias futuras investigaciones para desvelar si el comportamiento de esta especie con sus congéneres está motivado por una competitividad, pautas agonísticas, o más bien se tratan de patrones básicos lúdicos o de relación social.

A su vez, el conejo ha sido observado en las proximidades de los comederos durante todas las horas del día, si bien aproximadamente el 70% de las visitas estuvieron concentradas en las horas crepusculares y nocturnas, lo que concuerda con la existencia de un biorritmo circadiano dominante en el que predomina la actividad durante el crepúsculo y la noche (Díez 2005). No obstante, en nuestro estudio se contempla también la presencia del lagomorfo durante las horas diurnas, comportamiento descrito en los entornos de matorral (Lombardi et al. 2003), si bien con una frecuencia casi anecdótica, sobre todo en las horas centrales del día.

El conejo mostró una mayor actividad durante las horas vespertinas próximas al ocaso y primeras horas de la noche, similar a lo observado en conejos de laboratorio (Horton et al. 1974) y coincidiendo con los resultados de Díez et al (2005) y Villafuerte et al. (1993 y 1997). Otro aspecto que compartimos con los estudios anteriores es una adaptación a la variación climática estacional, en parte como estrategia antipredatoria (Moreno et al. 1996; Fernandez-de-Simon et al. 2011); adaptación similar se confirma en el conejo pigmeo (*Brachylagus idahoensis*) en Norteamérica, con la salvedad de que esta especie es diurna (Lee et al. 2010).

La utilización de los comederos artificiales por el conejo ha sido continua en el tiempo y aunque no ha estado determinada de manera evidente por la climatología sí se ha observado un incremento en momentos concretos. A su vez, la cobertura vegetal tampoco resultó ser un factor determinante. La especie mostró mayor actividad en las horas vespertinas y durante la noche, observándose una proporción destacable de animales en alerta que disminuyó a medida que se incrementaba el tamaño del grupo.

Profundizar en el impacto de la suplementación artificial a nivel poblacional y perfeccionar la técnica de análisis de comportamiento pueden ser líneas de futuras investigaciones que ayuden a completar este campo del conocimiento.

4.3 Uso de comederos y bebederos por parte de otras especies de fauna silvestre

En el protocolo cinco hemos analizado la presencia de la fauna silvestre en los comederos y bebederos artificiales y se ha constatado además del uso por parte de las especies diana la presencia y utilización, también, por parte de algunas no cinegéticas.

En primer lugar, los bebederos fueron utilizados por gran parte de la fauna silvestre, identificándose un total de 19 entre aves, mamíferos y reptiles. Teniendo en cuenta el inventario realizado por Pérez (2006) en el que se identificaron un total 55 especies, nuestros datos revelan que el 34,5% de las especies presentes en el entorno utilizaron los bebederos. Con la excepción del erizo y la comadreja, la totalidad de las especies identificadas fue observada bebiendo.

En segundo lugar, en los comederos se ha identificado un total de 33 especies, lo que supone la utilización de estas instalaciones por el 60% de las especies catalogadas (Pérez 2006). Además se ha observado que todas las especies que potencialmente podrían estar interesadas en el consumo de grano han sido observadas comiendo al menos en una ocasión.

Sin embargo, en ambas medidas de gestión, el reducido número de fotografías de algunas de las especies, la limitada calidad de las mismas; así como el pequeño tamaño de los animales y las características propias del fototrampeo, no nos han permitido evaluar los efectos de la climatología y el grado de cobertura vegetal circundante sobre el uso de las instalaciones por parte de estas especies. A pesar de estos inconvenientes, el registro de una amplia variedad de fauna en los comederos y bebederos sí nos permitió confirmar su utilización por parte de un gran número de especies.

Además, se ha observado la visita simultánea de más de una especie (un total de 1261 fotografías), destacando el binomio formado por ambas especies cinegéticas, que representan el 41% y 60% en comederos y bebederos respectivamente de este tipo de imágenes. Estos datos son una muestra de la coexistencia de ambas especies, el aprovechamiento compartido de los recursos y la ayuda mutua en la vigilancia frente a los depredadores.

Se han identificado varias especies depredadoras en los dos tipos de instalaciones, aunque en muy pocas ocasiones se han observado indicios evidentes de depredación en curso, sin apreciarse restos o signos de ataques de depredación, sin descartar que hayan ocurrido en otras

ocasiones. No obstante, la mayoría de las rapaces fotografiadas utilizaban las instalaciones a modo de percha. Con toda probabilidad, la aparición de este patrón de comportamiento indica que existe una atracción hacia el lugar, posiblemente por haber sido detectada una mayor concentración de presas, principalmente roedores. Estas reflexiones, en el caso de los comederos, están en consonancia con las afirmaciones que relacionaron un incremento de la tasa de depredación en las proximidades de estos puntos por parte del ratonero de cola roja (Turner et al. 2008) o del lince rojo (Godbois et al. 2004). Por el contrario, la atracción de los depredadores a los bebederos puede estar justificada más por motivos de sed que por la presencia de presas (DeStefano et al. 2000). En el estudio de Gaudioso et al. (2010) se observaron daños por mordeduras en las tuberías plásticas de los bebederos, presuntamente por carnívoros, en varias ocasiones.

Los resultados de este trabajo indican que la perdiz roja y el conejo de monte son las especies que utilizan ambas medidas en mayor proporción, representando en torno al 75% de las visitas (70% y 80% en los comederos y bebederos respectivamente). Estos datos positivos difieren de los obtenidos por otros autores, mucho más pobres, poniendo en entredicho el objetivo de esta medida de gestión cinegética (Henson 2006; Stoate, C. & Szczur 2009; Sánchez & Buner 2012). Debida a su elevada presencia, únicamente en los comederos, el comportamiento de algunos córvidos ha podido ser analizado: la urraca, con 13% y 5% de presencia el primer y segundo año, respectivamente, y la corneja con un 6% y 4%. Estos datos reflejan cómo las medidas de gestión pueden ser utilizadas por especies no deseadas que pueden ser perjudiciales para la caza menor (Henson 2006; Stoate, C. & Szczur 2009; Sánchez & Buner 2012). A pesar de no alcanzar porcentajes similares a los obtenidos por la caza menor, se constató la presencia de estos córvidos durante todo el estudio, hecho indicativo de la importancia que en dicho grupo tiene la alimentación vegetal principalmente durante el otoño y el invierno (Martínez 2011).

Los ritmos circadianos de ambas especies mostraron un claro patrón diurno, observándose en la urraca un pico de mayor actividad durante las horas centrales del día, mientras que en la corneja su presencia estuvo más difuminada o repartida en el tiempo. Además, cabe resaltar que la mayoría de las visitas ocurrieron de forma individual o en pareja (80%). Del mismo modo se

pudo constatar la utilización de los comederos en ambos casos, al observarse a algún animal comiendo en un 43,59% de las visitas de la urraca y en un 39% en el caso de la corneja.

En ocasiones hemos podido observar la interacción entre individuos de ambas especies aunque, no hemos podido constatar una reacción negativa de la presencia de las cornejas frente a la aparición de urracas en los comederos como describen algunos autores (Birkhead et al. 1991).

Se pudo apreciar una mayor presencia de estos córvidos en los comederos situados en entornos arbustivos, aunque no existiese ninguna diferencia significativa con respecto a los entornos abiertos. Se corrobora por lo tanto su gran plasticidad a distintos hábitats (Bolopo et al. 2009; Martínez 2011), su preferencia por medios heterogéneos y, a su vez, la tendencia a situarse en las proximidades a zonas arboladas (Herranz et al. 2000).

El tamaño del grupo no influyó en el comportamiento de los animales, si bien se observó una relación positiva entre el número de animales que comían a medida que aumentaba el tamaño del grupo, mientras que el número de animales en alerta disminuyó. Resultados que coinciden con los estudios de Díaz y Asensio (1991) sobre estas especies que afirman que en grupos mayores el tiempo empleado en vigilar es menor.

En este último protocolo hemos demostrado la utilización de los comederos y bebederos artificiales por parte de las especies de caza menor, particularmente la perdiz roja y el conejo silvestre, del mismo modo constatamos la presencia y utilización nada despreciable de los comederos por gran parte de la fauna silvestre, destacando entre ellas algunas especies no deseadas. Por estos motivos son necesarios futuros estudios sobre el impacto que tienen estas medidas de gestión de caza menor sobre el conjunto de la fauna silvestre, poniendo especial énfasis en la investigación sobre las especies no deseadas y en los depredadores.

Bibliografía



5. Bibliografía

- Aebischer, N. J. & Ewald, J. A.** 2004. Managing the UK Grey Partridge *Perdix* recovery: population change, reproduction, habitat and shooting. *Ibis*, **146**, 181–191.
- Aebischer, N. & Lucio, A.** 1997. Red-legged partridge (*Alectoris rufa*). In: *The EBBC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance.*, pp. 208–209.
- Allison, N. L. & Destefano, S.** 2006. Equipment and Techniques for Nocturnal Wildlife Studies. *Wildlife Society Bulletin*, **34**, 1036–1044.
- Alonso, M. E., Pérez, 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*). *British Poultry Science*, **46**, 401–406.
- Altendorf, K. B., Landré, J. W., González, C. A. L. & Brown, J. S.** 2001. Assessing effects of predation risk on foraging behavior of mule deer. *Journal of Mammalogy*, **82**, 430–439.
- Angulo, E.** 2004. Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. *Biological Conservation*, **115**, 291–301.
- Angulo, E. & Cooke, B.** 2002. First synthesize new viruses then regulate their release? The case of the wild rabbit. *Molecular ecology*, **11**, 2703–2709.
- Armenteros, J. A., Barasona, J. A., Boadella, M., Acevedo, P., Górtazar, C. & Vicente, J.** 2013. Una propuesta para considerar aspectos sanitarios en la regulación cinegética. *Ecosistemas*, **22**, 54–60.
- Arroyo, B., Caro, J., Estrada, A., Mougeot, F., Casas, F. & Viñuela, J.** 2013. Efecto de la gestión para las especies de caza menor sobre la fauna no cinegética. *Ecosistemas*, **22**, 27–32.
- Austin, J. M. & Garland, L.** 2001. Evaluation of a wildlife underpass on Vermont State Highway 289 in Essex , Vermont. *International Conference on Ecology and Transportation, Eds.*, 616–624.
- Ballesteros, F.** 1998. *Las especies de caza en España. Biología, ecología y conservación.*
- Barbanera, F., Guerrini, M., Khan, A. a., Panayides, P., Hadjigerou, P., Sokos, C., Gombobaatar, S., Samadi, S., Khan, B. Y., Tofanelli, S., Paoli, G. & Dini, F.** 2008. Human-mediated introgression of exotic chukar (*Alectoris chukar*, Galliformes) genes from East Asia into native Mediterranean partridges. *Biological Invasions*, **11**, 333–348.
- Barilani, M., Bernardlaurent, a, Mucci, N., Tabarroni, C., Kark, S., Perezgarrido, J. & Randi, E.** 2007. Hybridisation with introduced chukars (*Alectoris chukar*) threatens the gene pool integrity of native rock (*A. graeca*) and red-legged (*A. rufa*) partridge populations. *Biological Conservation*, **137**, 57–69.
- Beja, P., Gordinho, L., Reino, L., Loureiro, F., Santos-Reis, M. & Borralho, R.** 2008. Predator abundance in relation to small game management in southern Portugal: conservation implications. *European Journal of Wildlife Research*, **55**, 227–238.
- Birkan, M. G.** 1990. *La perdrix rouge. Office national de la Chasse.*

Birkhead, T. R., Baillie, S. R. & Gooch, S. 1991. Magpie (*Pica pica*) and songbird populations. Retrospective investigation of trends in population density and breeding success. *Journal of Applied Ecology*, **28**, 1068–1086.

Blanco, J. A., Virgós, F. & Villafuerte, R. 2002. Perdiz Roja *Alectoris rufa*. In: *Atlas de las aves reproductoras de España.*, Ed. Direcc edn. pp. 212–213.

Blanco-Aguilar, J. a., Delibes-Mateos, M., Arroyo, B., Ferreras, P., Casas, F., Real, R., Vargas, J. M., Villafuerte, R. & Viñuela, J. 2011. Is the interaction between rabbit hemorrhagic disease and hyperpredation by raptors a major cause of the red-legged partridge decline in Spain? *European Journal of Wildlife Research*,

Bolopo, D., Canestrari, D. & Baglione, V. 2009. Corneja negra – *Corvus corone* Linnaeus , 1758. In: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*, (Ed. by L. M. (Eds.). Salvador, A., Bautista), pp. 10–11. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

Borrhalho, R., Rito, A., Rego, F., Simões, H. & Pinto, P. V. 1998. Summer distribution of Red-legged Partridges *Alectoris rufa* in relation to water availability on Mediterranean farmland. *Ibis*, **140**, 620–625.

Boutin, S. 1990. Food supplementation experiments with terrestrial vertebrates: patterns, problems, and the future. *Canadian Journal of Zoology*, **68**, 203–220.

Bridges, A. S., Vaughan, M. R. & Klenzendorf, S. 2004. Seasonal variation in American black bear *Ursus americanus* activity patterns: quantification via remote photography. *Wildlife Biology*, **4**, 277–284.

Brinkhof, M. W. G. & Cavé, A. J. 1997. Food supply and seasonal variation in breeding success: an experiment in the European coot. *Proceeding Royal Society of London Biologist*, **264**, 291–296.

Bromley, P. T., Geis, A. D. & Jay, B. 2006. Feeding Wild Birds. *Virginia Cooperative Extension*, **420**, 3.

Brown, R. D. & Cooper, S. M. 2006. The Nutritional, Ecological, and Ethical Arguments Against Baiting and Feeding White-Tailed Deer. *Wildlife Society Bulletin*, **34**, 519–524.

Brzek, P. & Konarzewski, M. 2007. Relationship between avian growth rate and immune response depends on food availability. *The Journal of experimental biology*, **210**, 2361–7.

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

Calvete, C. & Estrada, R. 2004. Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbits. Improving the release protocol. *Biological Conservation*, **120**, 507–516.

Calvete, C., Angulo, E. & Estrada, R. 2005. Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective. *Biological Conservation*, **121**, 623–634.

Caro, J., Ontiveros, D. & Pleguezuelos, J. M. 2011. The feeding ecology of Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) floaters in southern Spain: implications for conservation. *European Journal of Wildlife Research*, **57**, 729–736.

- Carvalho, J. C. & Gomes, P.** 2004. Influence of herbaceous cover, shelter and land cover structure on wild rabbit abundance in NW Portugal. *Acta Theriologica*, **9**, 63–74.
- Casas, F.** 2008. Gestión agraria y cinegética: efectos sobre la perdiz roja (*Alectoris rufa*) y aves esteparias protegidas.
- 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.
- Casas, F., Mougeot, F. & Viñuela, J.** 2009. Double-nesting behaviour and sexual differences in breeding success in wild Red-legged Partridges *Alectoris rufa*. *Ibis*, **151**, 743–751.
- Catalán, I., Rodríguez-Hidalgo, P. & Tortosa, F. S.** 2008. Is habitat management an effective tool for wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement? *European Journal of Wildlife Research*, **54**, 449–453.
- Chapman, F. M.** 1927. Who treads our trails? *The National Geographic Magazine*, **52**, 330–345.
- Cooke, B. D.** 1982. Reduction of Food Intake and Other Physiological Responses to a Restriction of Drinking Water in Captive Wild Rabbits, *Oryctolagus Cuniculus* (L.). *Australian Wildlife Research*, **9**, 247–252.
- Copeland, J.** 1993. *Assessment of snow-tracking and remote camera systems to document presence of wolverines at carrion bait station.*
- Cramp, S. & Simmons, K. E. .** 1980. *The Birds of the Western Palearctic. Vol. II.*
- Cresswell, W.** 2003. Does an opportunistic predator preferentially attack nonvigilant prey? *Animal Behaviour*, **66**, 643–648.
- Cucco, M. & Malacarne, G.** 1997. The effect of supplemental food on time budget and body condition in the black redstart *Phoenicurus Ochrurus*. *Ardea*, **85**, 211–221.
- Cutler, T. L. & Swann, D. E.** 1999. Remote photography in wildlife ecology: review. *Wildlife Society Bulletin*, **27**, 571–581.
- Delane, T. M. & Hayward, J. S.** 1975. Acclimatization to temperature in pheasants (*Phasianus colchicus*) and Partridge (*Perdix perdix*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, **51**, 531–536.
- Delaney, D. K. & Grubb, T. G.** 1998. Infrared video camera system diurnal and nocturnal for monitoring raptors. *Journal Raptor Research*, **32**, 290–296.
- Delibes-Mateos, M., Delibes, M., Ferreras, P. & Villafuerte, R.** 2008a. Key role of European rabbits in the conservation of the Western Mediterranean basin hotspot. *Conservation Biology*, **22**, 1106–1117.
- Delibes-Mateos, M., Redpath, S. M., Angulo, E., Ferreras, P. & Villafuerte, R.** 2008b. Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Conservation Biology*, **22**, 1106–1117.

- Delibes-Mateos, M., Ferreras, P. & Villafuerte, R.** 2008c. Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why they do not match? *European Journal of Wildlife Research*, **55**, 65–69.
- Delibes-Mateos, M., Smith, A. T., Slobodchikoff, C. N. & Swenson, J. E.** 2011. The paradox of keystone species persecuted as pests: A call for the conservation of abundant small mammals in their native range. *Biological Conservation*, **144**, 1335–1346.
- Demaso, S. J., Townsend, D. E., Cox, S. A., Parry, E. S., Lochmiller, R. L. & D., P. A.** 2002. The effect of quail feeders on Northern Bobwhite density in Western Oklahoma. In: *National Quail Symposium 5*, pp. 241–244.
- DeStefano, S., Schmidt, S. L. & James, C.** 2000. Observations of predator activity at wildlife water develop- ments in southern Arizona. *Journal of Range Management*, **53**, 255–258.
- 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**, e66671.
- Díez, C.** 2005. Actividad del conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*, L. 1758).
- Díez, C., Pérez, J. A., Prieto, R., Alonso, M. E. & Olmedo, J. A.** 2005. Activity patterns of Wild Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*, L.1758), under semi-freedom conditions, during autumn and winter. *Wildlife Biology Practical*, **1**, 41–46.
- Doerr, T. B. & Silvy, N. J.** 1987. *Supplemental Feeding Application of Northern Bobwhite in South Texas*.
- Draycott, R.** 2009. Game management and hedgerows. In: *Annual Review of 2009 The Game and Wildlife Trust, Fordingbridge*, pp. 16–17.
- Draycott, R. A. H., Hoodless, A. N. & Sage, R. B.** 2007. Effects of pheasant management on vegetation and birds in lowland woodlands. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 334–341.
- Draycott, R. A. H., Hoodless, A. N., Woodburn, M. I. A. & Sage, R. B.** 2008. Nest predation of Common Pheasants *Phasianus colchicus*. *Ibis*, **150**, 37–44.
- Dunkley, L. & Cattet, M. R. L.** 2003. A Comprehensive Review of the Ecological and Human Social Effects of Artificial Feeding and Baiting of Wildlife. *Wildlife Damage Management*,
- Egan, E. S. & Brittingham, M. C.** 1994. Winter survival rates of a southern population of black-capped chickadees. *Wilson Bulletin*, **106**, 514–521.
- Farfán, M. Á., Vargas, J. M., Duarte, J. & Real, R.** 2009. Improving Management Plans by Downscaling Hunting Yield Models: A Case Study with the Red-Legged Partridge *Alectoris rufa* in Southern Spain. *Wildlife Biology*, **15**, 68–79.
- FEDENCA.** 2008. *El especialista en control de predadores. Aportaciones a la Gestión Sostenible de la Caza*. Aportacion edn. Biblioteca de la Escuela Española de Caza (RFEC).
- Fernandez, N.** 2004. Spatial patterns in European rabbit abundance after a population collapse. *Landscape Ecology*, **20**, 897–910.

- Fernandez-de-Simon, J., Díaz-Ruiz, F., Villafuerte, R., Delibes-Mateos, M. & Ferreras, P.** 2011. Assessing predictors of pellet persistence in European rabbits *Oryctolagus cuniculus*: towards reliable population estimates from pellet counts. *Wildlife Biology*, **17**, 317–325.
- Ferreira, C.** 2012. European rabbit research in the Iberian Peninsula: state of the art and future perspectives. *European Journal of Wildlife Research*, **58**, 885–895.
- Fortuna, M. A.** 2002. Selección de hábitat de la perdiz roja *Alectoris rufa* en período reproductor en relación con las características del paisaje de un agrosistema de la Mancha (España). *Ardeola*, **49**, 59–66.
- Gálvez-Bravo, L., López-Pintor, a., Rebollo, S. & Gómez-Sal, a.** 2011. European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) engineering effects promote plant heterogeneity in Mediterranean dehesa pastures. *Journal of Arid Environments*, **75**, 779–786.
- García, F. J.** 2008. Seguimento e controlo de populações de coelho para a conservação de predadores . Medidas de gestão em áreas de caça . In: *II Jornadas Biología da conservacao*, pp. 7.
- Garrido, J. L.** 2004. El dinero de la caza. Escuela de Caza de la Federación Española de Caza.
- Garrido, J. L.** 2012. *La Caza. Sector Económico. Valoración por subsectores*. Madrid, Spain.
- Garrote, G., Ayala, R. P. de, Pereira, P., Robles, F., Guzman, N., García, F. J., Iglesias, M. C., Hervás, J., Fajardo, I., Simón, M. & Barroso, J. L.** 2010. Estimation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) population in the Doñana area, SW Spain, using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *European Journal of Wildlife Research*, **57**, 355–362.
- Gaudioso, V. R., Perez, J. A., Sánchez-García, C., Armenteros, J. A., Lomillos, J. M. & Alonso, M. E.** 2011a. Isolation from predators: a key factor in the failed release of farmed red-legged partridges (*Alectoris rufa*) to the wild? *British Poultry Science*, **52**, 155–162.
- Gaudioso, V. R., Sánchez-García, C., Pérez, J. a, Rodríguez, P. L., Armenteros, J. a & Alonso, M. E.** 2011b. Does early antipredator training increase the suitability of captive red-legged partridges (*Alectoris rufa*) for releasing? *Poultry science*, **90**, 1900–8.
- Gaudioso Lacasa, V. R., Sánchez García-Abad, C., Prieto Martín, R., Bartolomé Rodríguez, D. J., Pérez Garrido, J. a & Alonso de La Varga, M. E.** 2010. Small game water troughs in a Spanish agrarian pseudo steppe: visits and water site choice by wild fauna. *European Journal of Wildlife Research*, **56**, 591–599.
- Gea-Izquierdo, G., Muñoz-Igualada, J. & San Miguel-Ayanz, A.** 2005. Rabbit warren distribution in relation to pasture communities in Mediterranean habitats: consequences for management of rabbit populations. *Wildlife Research*, **32**, 723–731.
- Gibbs.** 1990. Chapter 7: The European Rabbit *Oryctolagus cuniculus*. In: *Rabbit, Hares and Pikas. Status survey and Conservation Action Plans*, pp. 168.
- Gidenne, T. & Lebas, F.** 2006. Feeding behaviour in rabbits. In: *Feeding in domestic vertebrates*, pp. 1–10.
- Godbois, I. V. Y. A., Conner, L. M. & Warren, R. J.** 2004. Space-Use Patterns Of Bobcats Relative To Supplemental Feeding Of Northern Bobwhites. *Ecological Research*, **68**, 514–518.

- Gonzalez, L., Margalida, a, Sanchez, R. & Oria, J.** 2006. Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success in the Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation*, **129**, 477–486.
- González-Esteban, J., Villate, I. & Irizar, I.** 2004. Assessing camera traps for surveying the European mink, *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761), distribution. *European Journal of Wildlife Research*, **50**, 33–36.
- Gortázar, C., Acevedo, P., Ruiz-Fons, F. & Vicente, J.** 2006. Disease risks and overabundance of game species. *European Journal of Wildlife Research*, **52**, 81–87.
- Guthery, F. S., Hiller, T. L., Puckett, W. H., Baker, R. A., Smith, S. G. & Rybak, A. R.** 2004. Effects of feeders on dispersion and mortality of bobwhites. *Wildlife Society Bulletin*, **32**, 1248–1254.
- Haines, A. M., Hernández, F., Henke, S. E. & Bingham, R. L.** 2004. Effects of road baiting on home range and survival of northern bobwhites in southern Texas. *Wildlife Society Bulletin*, **32**, 401–411.
- Hamilton, W. D.** 1971. Geometry for the selfish herd. *Journal of theoretical biology*, **31**, 295–311.
- Hayward, J. S.** 1961. The ability of the wild rabbit to survive conditions of water restriction. *CSIRO Wildlife Research*, **6**, 160–175.
- Hegglin, D., Bontadina, F., Gloor, S., Swild, J. R., Müller, U., Breitenmoser, U. & Deplazes, P.** 2004. Baiting red foxes in an urban area: a camera trap study. *Journal of Wildlife Management*, **68**, 1010–1017.
- Heilbrun, R. D., Silvy, N. J., Peterson, M. J. & Tewes, M. E.** 2006. Estimating Bobcat Abundance Using Automatically Triggered Cameras. *Wildlife Society Bulletin*, **34**, 69–73.
- Henson, K. D.** 2006. Species visitation at free-choice quail feeders in west Texas.
- Hernández, M. & Margalida, A.** 2009. Poison-related mortality effects in the endangered Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) population in Spain. *European Journal of Wildlife Research*, **55**, 415–423.
- Hernández, F., Guthery, F. S. & Meinzer, W.** 1986. *Beef, brush, and bobwhites—quail management in cattle country*.
- 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.
- Hess, L., Avian, D. A., Editor, A. & Groskin, R.** 2006. Wild Bird Feeding: The Pros and the Cons Round Table Discussion. *Journal of Avian Medicine and Surgery*, **20**, 124–127.
- Höfle, U., Gortazar, C., Ortíz, J. a., Knispel, B. & Kaleta, E. F.** 2004. Outbreak of trichomoniasis in a woodpigeon (*Columba palumbus*) wintering roost. *European Journal of Wildlife Research*, **50**, 73–77.

- Hoodless, A. N., Draycott, R. A. H., Ludiman, M. N. & Robertson, P. A.** 1999. Effects of supplementary feeding on territoriality, breeding success and survival of pheasants. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 147–156.
- Horton, B. J., Turley, S. D. & West, C. E.** 1974. Diurnal variation in the feeding pattern of rabbits. *Life Sciences*, **15**, 1895–1907.
- Huitu, O., Koivula, M., Korpimäki, E., Klemola, T. & Norrdahl, K.** 2003. Winter Food Supply Limits Growth of Northern Vole Populations in the Absence of Predation. *Ecology*, **84**, 2108–2118.
- Isaac, J. L., Johnson, C. N., Grabau, P. J. & Krockenberger, A. K.** 2004. Automated feeders: new technology for food supplementation experiments with mammals. *Wildlife Research*, **31**, 437–441.
- Jaksic, F. M. & Soriguer, R. C.** 1981. Predation upon European rabbit. *Journal of Animal Ecology*, **50**, 269–281.
- Jones, D. N. & Reynolds, S. J.** 2008. Feeding birds in our towns and cities: a global research opportunity. *Journal of Avian Biology*, **39**, 265–271.
- Karanth, K. U., Nichols, J. D., Kumar, N. S., Link, W. a & Hines, J. E.** 2004. Tigers and their prey: Predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **101**, 4854–8.
- Karanth, K. U., Nichols, J. D., Kumar, N. S. & Hines, J. E.** 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling. *Ecology*, **87**, 2925–37.
- Karrant, K. U. & Nichols, J. D.** 1998. Estimating of Tiger Densities in India Using Photographic Captures and Recaptures. *Ecology*, **79**, 2852–2862.
- Kays, R. W. & Slauson, K. M.** 2008. Chapter 5: Remote cameras. In: *Non Invasive Survey Methods for Carnivores*, pp. 110–141.
- Kelly, M. J., Noss, A. J., Bitetti, M. S. Di, Maffei, L., Arispe, R. L., Paviolo, A., Angelo, C. D. De & Blanco, Y. E. Di.** 2008. Estimating Puma Densities From Camera Trapping Across Three Study Sites : Bolivia , Argentina , And Belize. *Journal of Mammalogy*, **89**, 408–418.
- Knorr, L.** 2004. Black Bear Mark-Recapture Using Remote Cameras.
- Korslund, L. & Steen, H.** 2006. Small rodent winter survival: snow conditions limit access to food resources. *Journal of Animal Ecology*, **75**, 156–166.
- Koskela, E., Jonsson, P., Hartikainen, T. & Mappes, T.** 1998. Limitation of reproductive success by food availability and litter size in the bank vole , *Clethrionomys glareolus*. *The Royal Society*, **265**, 1129–1134.
- Kucera, T. E. & Barrett, R. H.** 1993. The Trailmaster camera system for detecting wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, **21**, 505–508.
- Lahti, K., ORELL, M., RYTKONEN, S. & KOIVULA, K.** 1998. Time and food dependence in willow tit winter survival “. *Ecology*, **79**, 2904–2916.

- Larrucea, E. S., Brussard, P. F., Jaeger, M. M. & Barrett, R. H.** 2007. Cameras, Coyotes, and the Assumption of Equal Detectability. *Journal of Wildlife Management*, **71**, 1682–1689.
- Larsen, R. T., Flinders, J. T., Mitchell, D. L., Perkins, E. R. & Whiting, D. G.** 2007a. Chukar Watering Patterns and Water Site Selection. *Rangeland Ecology Management*, **60**, 559–565.
- Larsen, R. T., Flinders, J. T., Mitchell, D. L. & Perkins, E. R.** 2007b. Conservation risks of exotic chukars (*Alectoris chukar*) and their associated management: implications for a widely introduced phasianid. *Wildlife Research*, **34**, 262–270.
- Lee, J. E., Larsen, R. T., Flinders, J. T. & Eggett, D. L.** 2010. Daily and Seasonal Patterns of Activity at Pygmy Rabbit Burrows in Utah. *Western North American Naturalist*, **70**, 189–197.
- Leopold, A.** 1933a. *Game Management*.
- Leopold, A.** 1933b. *Game management*. Charles Scribner's Sons.
- Li, S., Mcshea, W. J., Wang, D., Shao, L. & Shi, X.** 2010. The use of infrared-triggered cameras for surveying phasianids in Sichuan Province , China. *IBIS The international Journal of Avian Science*, **152**, 299–309.
- Lim, N. T. L. & Ng, P. K. L.** 2007. Home range , activity cycle and natal den usage of a female Sunda pangolin *Manis javanica* (*Mammalia : Pholidota*) in Singapore. *Endangered species Research*, **3**, 1–8.
- Liukkonen-Anttila, T., Kentala, A. & Hissa, R.** 2001. Tannins--a dietary problem for hand-reared grey partridge *Perdix perdix* after release? *Comparative biochemistry and physiology Part C*, **130**, 237–48.
- Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S. & Villafuerte, R.** 2003. Habitat-related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution and activity. *Journal of Mammalogy*, **84**, 26–36.
- Lombardi, L., Fernández, N. & Moreno, S.** 2007. Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments. *Basic and Applied Ecology*, **8**, 453–463.
- Lopez-bao, J., Rodriguez, A. & Palomares, F.** 2008. Behavioural response of a trophic specialist, the Iberian lynx, to supplementary food: Patterns of food use and implications for conservation. *Biological Conservation*, **141**, 1857–1867.
- Lynn, J. C., Rosenstock, S. S. & Chambers, C. L.** 2008. Avian Use Of Desert Wildlife Water Developments As Determined By Remote Videography. *Western North American Naturalist*, **68**, 107–112.
- Lyra-Jorge, M. C., Ciocheti, G., Pivello, V. R. & Meirelles, S. T.** 2008. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research*, **54**, 739–744.
- Maffei, L. & Noss, A. J.** 2008. How Small is too Small? Camera Trap Survey Areas and Density Estimates for Ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica*, **40**, 71–75.

- Martín, T. E.** 1987. Food as a Limit on Breeding Birds: A Life-History Perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **18**, 453–487.
- Martín, M. C., Marrero, P. & Nogales, M.** 2003. Seasonal variation in the diet of wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* on a semi-arid Atlantic island (Alegranza, Canary Islands). *Acta Theriologica*, **48**, 399–410.
- Martínez, J. G.** 2011. Urraca – *Pica pica* Linnaeus, 1758. In: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*, (Ed. by M. B. Morales), Museo Nacional de Ciencias Naturales.
- Martins, H., Milne, J. a. & Rego, F.** 2002. Seasonal and spatial variation in the diet of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) in Portugal. *Journal of Zoology*, **258**, 395–404.
- Martins, H., Barbosa, H., Hodgson, M., Borralho, R. & Rego, F.** 2003. Effect of vegetation type and environmental factors on European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* counts in a southern Portuguese montado. *Acta Theriologica*, **48**, 385–398.
- McNamara, J. M.** . 1987. Starvation and Predation as Factors Limiting Population Size. *America*, **68**, 1515–1519.
- Mendoza, E., Martineau, P. R., Brenner, E. & Dirzo, R.** 2011. A novel method to improve individual animal identification based on camera-trapping data. *The Journal of Wildlife Management*, **75**, 973–979.
- Millán, J.** 2009. Diseases of the Red-Legged Partridge (*Alectoris rufa* L.): a review. *Wildlife Biology in Practice*, **5**, 70–88.
- Millán, J., Gortázar, C., J Buenestado, F., Rodríguez, P., S Tortosa, F. & Villafuerte, R.** 2003. Effects of a fiber-rich diet on physiology and survival of farm-reared red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *Comparative biochemistry and physiology. Part A, Molecular & integrative physiology*, **134**, 85–91.
- Moen, R. & Lindquist, E. L.** 2006. *Testing a remote camera protocol to detect animals in the Superior National Forest*.
- Monzón, A., Fernandes, P. & Rodrigues, N.** 2004. Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, Portugal. *European Journal of Wildlife Research*, **50**, 1–6.
- Moreno, S.** 2004. Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. *Biological Conservation*, **118**, 183–193.
- Moreno, S., Villafuerte, R. & Delibes, M.** 1996. Cover is safe during the day but dangerous at night: the use of vegetation by European wild rabbits. *Canadian Journal of Zoology*, **74**, 1656–1660.
- Moreno, S., Beltrán, J. F., Cotilla, I., Kuffner, B., Laffite, R., Jordán, G., Ayala, J., Quintero, C., Jiménez, A., Castro, F., Cabezas, S. & Villafuerte, R.** 2007. Long-term decline of the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in south-western Spain. *Wildlife Research*, **34**, 652.

- Mykutowycz, R. & Rowley, I.** 1958. Continuous observations of the activity of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), during 24-hours periods. *Wildlife Survey Section, C.S.I.R.O., Canberra, march*, 1–6.
- Newey, S., Allison, P., Thirgood, S., Smith, A. A. & Graham, I. M.** 2010. Population and individual level effects of over-winter supplementary feeding mountain hares. *Journal of Zoology*, **282**, 214–220.
- Newton, I.** 1980. The role of food in limiting bird numbers. *Ardea*, **68**, 11–30.
- Olson, Z. H., Beasley, J. C., DeVault, T. L. & Rhodes, O. E.** 2011. Scavenger community response to the removal of a dominant scavenger. *Oikos*, no–no.
- Ortiz, C. S. Y.** 2010. ¿Provocan las repoblaciones de conejo aumentos en la abundancia local de rapaces?
- Otani, T.** 2002. Seed dispersal by Japanese marten *Martes melampus* in the subalpine shrubland of northern Japan. *Ecological Research*, **17**, 29–38.
- Palomares, F.** 2003a. The negative impact of heavy rains on the abundance of a Mediterranean population of European rabbits. *Mammalian Biology*, **68**, 224–234.
- Palomares, F.** 2003b. Warren building by European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in relation to cover availability in a sandy area. *Journal of Zoology*, **259**, 63–67.
- Palomares, F., Gaona, P., Ferreras, P. & Delibes, M.** 1995. Positive effects on game species of top predators. *Conservation Biology*, **9**, 295–305.
- Peiró, V.** 1997. *Gestión ecológica de los recursos cinegéticos*.
- Pérez, J. A.** 2006. Determinación de los principales parámetros ecoetológicos de la perdiz roja (*Alectoris rufa* Linnaeus, 1758) y su aplicación a la evaluación de animales destinados a repoblación.
- Pérez, J. A., Alonso, M. E., Gaudioso, V. R., Olmedo, J. A., Díez, C. & Bartolomé, D.** 2004. Use of Radiotracking Techniques to Study a Summer Repopulation with Red-Legged Partridge (*Alectoris rufa*) Chicks. *Poultry Science*, **83**, 882–888.
- Pérez, J. a, Alonso, M. E., Prieto, R., Bartolomé, D. & Gaudioso, D. V. R.** 2010. Influence of the breeding system on the escape response of red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *Poultry science*, **89**, 5–12.
- Pintos, R., Braza, F. & Álvarez, F.** 1985. Etograma de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en libertad. *Doñana, Acta Vertebrata*, **12**, 231–250.
- Prieto, R.** 2008. La perdiz roja (*Alectoris rufa*) en cautividad: etograma e influencia del sistema de emparejamiento sobre el comportamiento, bienestar y productividad.
- Rands, M. R. W.** 1987. Hedgerow Management for the Conservation of Partridges *Perdix perdix* and *Alectoris rufa*. *Biological Conservation*, **40**, 127–139.
- Rice, C. G., Kucera, T. E. & Barret, R. H.** 1995. Trailmaster® camera system. *Wildlife Society Bulletin*, **23**, 110–113.

- 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. Universidad de Castilla-La Mancha, Ciudad Real.
- Robb, G. N., McDonald, R. a, Chamberlain, D. E., Reynolds, S. J., Harrison, T. J. E. & Bearhop, S.** 2008. Winter feeding of birds increases productivity in the subsequent breeding season. *Biology letters*, **4**, 220–3.
- Roberts, S. C.** 1988. Social influences on vigilance in rabbits. *Animal Behaviour*, **36**, 905–913.
- Roberts, N. J.** 2011. Investigation into survey techniques of large mammals: surveyor competence and camera-trapping vs . transect-sampling. *Bioscience Horizons*, **4**, 40–49.
- Roberts, C. W., Pierce, B. L., Braden, A. W., Lopez, R. R., Silvy, N. J., Frank, P. A. & RANSOM, D.** 2006. Comparison of camera and road survey estimates for white-tailed deer. *The Journal of wildlife management*, **70**, 263–267.
- Robles, R.** 1998. Sistemas alternativos de cría y manejo de perdiz roja (*Alectoris rufa*) bajo condiciones naturales semicontroladas. University of Leon.
- Rödel, H. G. & Dekker, J. J. a.** 2012. Influence of weather factors on population dynamics of two lagomorph species based on hunting bag records. *European Journal of Wildlife Research*, **58**, 923–932.
- Rovero, F. & Marshall, A. R.** 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, **46**, 1011–1017.
- Rowcliffe, J. M. & Carbone, C.** 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation*, **11**, 185–186.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T. & Carbone, C.** 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 1228–1236.
- Rueda, M. J., Baragaño, J. R. & Notario, A.** 1993. Nidification de la perdrix rouge (*Alectoris rufa*) dans la région de La Mancha (Espagne). *Bulletin Mensuale. Office Nationale de la Chasse*, **182**, 2–9.
- Rueda, M., Rebollo, S., Gálvez-Bravo, L. & Escudero, A.** 2008a. Habitat use by large and small herbivores in a fluctuating Mediterranean ecosystem: Implications of seasonal changes. *Journal of Arid Environments*, **72**, 1698–1708.
- Rueda, M., Rebollo, S. & Bravo, L.** 2008b. Age and season determine European rabbit habitat use in Mediterranean ecosystems. *Acta Oecologica*, **34**, 266–273.
- Sánchez, C. & Buner, F.** 2012. The use of game feeders on lowland farmland. In: *Annual Review of 2012 The Game and Wildlife Trust, Fordingbridge*, pp. 32–33.
- Sánchez, C., Alonso, M. E., Prieto, R., González, V. & Gaudioso, V.** 2009. Una visión sobre la avicultura para la producción de caza en España. *ITEA*, **105**, 1–15.

Sánchez García-Abad, C., Alonso de la Varga, M. E., Díez Valle, C. & Gaudioso Lacasa, V. R. 2012. An approach to the statistics of wild lagomorph captive rearing for releasing purposes in Spain. *World Rabbit Science*, **20**,

Sánchez-García, C., Armenteros, J. a., Alonso, M. E., Larsen, R. T., Lomillos, J. M. & Gaudioso, V. R. 2012. Water-site selection and behaviour of red-legged partridge *Alectoris rufa* evaluated using camera trapping. *Applied Animal Behaviour Science*, 1–10.

Scheibe, K. M., Eichhorn, K., Wiesmayr, M., Schonert, B. & Krone, O. 2008. Long-term automatic video recording as a tool for analysing the time patterns of utilisation of predefined locations by wild animals. *European Journal of Wildlife Research*, **54**, 53–59.

Sequin, E. S., Jaeger, M. M., Brussard, P. F. & Barrett, R. H. 2003. Wariness of coyotes to camera traps to social status and territory boundaries. *Canadian Journal of Zoology*, **81**, 2015–2025.

Sharma, R. K., Jhala, Y., Qureshi, Q., Vattakaven, J., Gopal, R. & Nayak, K. 2010. Evaluating capture-recapture population and density estimation of tigers in a population with known parameters. *Animal Conservation*, **13**, 94–103.

Silveira, L. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, **114**, 351–355.

Silver, S., Jaguares, M. De & Society, W. C. 2004. *Estimando la abundancia de jaguares mediante trampas-cámara.*

Srbek-Araujo, A. C. & Chiarello, A. G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, **21**, 121–125.

Srbek-Araujo, a C. & Chiarello, a G. 2008. Domestic dogs in Atlantic forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. *Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia*, **68**, 771–9.

Stoate, C. & Szczur, J. 2001. Could game management have a role in the conservation of farmland passerines? A case study from a Leicestershire farm. *Bird Study*, **48**, 279–292.

Stoate, C. & Szczur, J. 2009. Predation, winter feeding and songbirds. In: *Annual Review of 2009 The Game and Wildlife Trust, Fordingbridge*, pp. 56–57.

Surrridge, A. K., Timmins, R. J., Hewitt, G. M. & Bell, D. J. 1999. Striped rabbits in Southeast Asia. *Nature*, **400**, 1.

Swann, D. E., Hass, C. C., Dalton, D. C. & Wolf, S. a. 2004. Infrared-triggered cameras for detecting wildlife: an evaluation and review. *Wildlife Society Bulletin*, **32**, 357–365.

Thompson, H. V. & King, C. M. 1994. *The European rabbit: the history and biology of a successful colonizer.*

Tobler, M. W., Carrillo-Percestequi, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R. & Powell, G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, **11**, 169–178.

Torre, I., Peris, A. & Tena, L. 2005. Estimating The Relative Abundance And Temporal Activity Patterns Of Wood Mice (*Apodemus sylvaticus*) By Remote Photography In Mediterranean Post-Fire Habitats. *Galemys*, **17**, 41–52.

Townsend, D. E., Lochmiller, R. L., DeMaso, S. J., David M. Leslie, J., Peoples, A. D., Cox, S. A. & Parry, E. S. 1999. Using Supplemental Food and Its Influence on Survival of Northern Bobwhite (*Colinus Virginianus*). *Wildlife Society Bulletin*, **27**, 1074–1081.

Tschudin, a, Clauss, M., Codron, D., Liesegang, a & Hatt, J.-M. 2011. Water intake in domestic rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) from open dishes and nipple drinkers under different water and feeding regimes. *Journal of animal physiology and animal nutrition*, **95**, 499–511.

Turner, A. S., Conner, L. M. & Cooper, R. J. 2008. Supplemental Feeding of Northern Bobwhite Affects Red-Tailed Hawk Spatial Distribution. *Journal of Wildlife Management*, **72**, 428–432.

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.

Vicente, J., Höfle, U., Garrido, J. M., Fernández-De-Mera, I. G., Acevedo, P., Juste, R., Barral, M. & Gortázar, C. 2007. Risk factors associated with the prevalence of tuberculosis-like lesions in fenced wild boar and red deer in south central Spain. *Veterinary research*, **38**, 451–464.

Villafuerte, R. 2002. *Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758. In: *Atlas de los mamíferos terrestres de España*, pp. 464–467. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.

Villafuerte, R. & Moreno, S. 1997. Predation risk, cover type, and group size in European rabbits in Doñana (SW Spain). *Acta Theriologica*, **42**, 225–230.

Villafuerte, R., Kufner, M. B., Delibes, M. & Moreno, S. 1993. Environmental factors influencing seasonal daily activity of rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in a Mediterranean area. *Mammalia*, **57**, 341–347.

Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J. C. & Lucientes, J. 1995. Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia*, **59**, 651–659.

Villafuerte, R., Lazo, A. & Moreno, S. 1997. Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations. *Revista Ecológica*, **52**, 345–356.

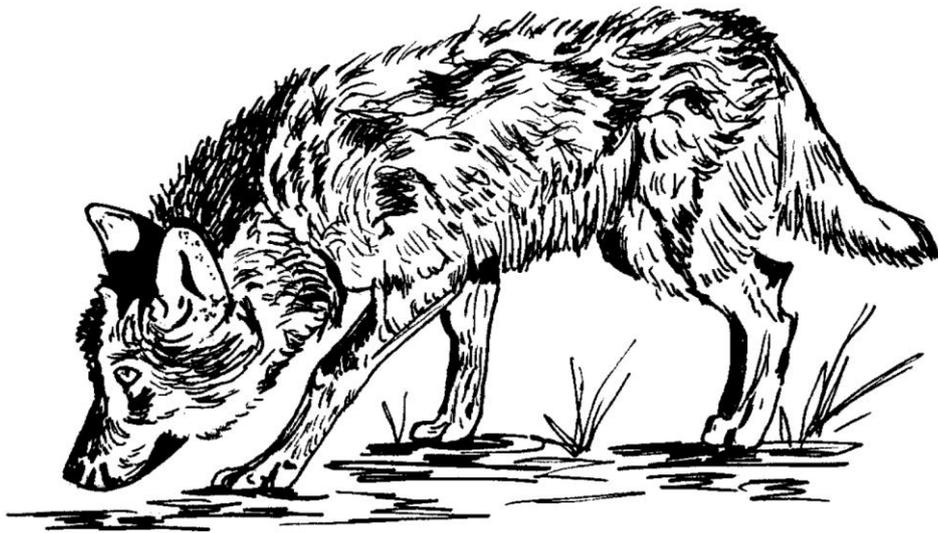
Villanúa, D., Casas, F., Viñuela, J., Gortázar, C., García, E., Morena, D. E. L. A. & Morales, M. 2007. First occurrence of *Eucoleus contortus* in a Little Bustard *Tetrax tetrax*: negative effect of Red-legged Partridge *Alectoris rufa* releases on steppe bird conservation? *Ibis*, **149**, 405–406.

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

Virgós, E. & Travaini, A. 2005. Relationship Between Small-game Hunting and Carnivore Diversity in Central Spain. *Biodiversity & Conservation*, **14**, 3475–3486.

- Virgós, E., Cabezas-dlaz, S., Malo, A., Lozano, J. & Lopez-huertas, D.** 2003. Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriologica*, **48**, 113–122.
- Virgós, E., Cabezas-Díaz, S. & Lozano, J.** 2006. Is the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) a threatened species in Spain? Sociological constraints in the conservation of species. *Biodiversity and Conservation*, **16**, 3489–3504.
- Wallage-Drees, J. M.** 1989. A field study on seasonal changes in the circadian activity of rabbits. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, **54**,
- Walter, W. D., Bryant, R. L. & Leslie, D. M.** 2005. Unusual Documentation of Elk Behaviors Using Automated Cameras. *Proceeding Oklaoma Academy Science*, **83**, 81–83.
- Walther, B. a. & Gosler, a. G.** 2001. The effects of food availability and distance to protective cover on the winter foraging behaviour of tits (Aves: Parus). *Oecologia*, **129**, 312–320.
- Watson, M., Aebischer, N. J. & Cresswell, W.** 2007. Vigilance and fitness in grey partridges *Perdix perdix*: the effects of group size and foraging-vigilance trade-offs on predation mortality. *The Journal of animal ecology*, **76**, 211–21.
- Wegge, P., Pokheral, C. P. & Jnawali, S. R.** 2004. Effects of trapping effort and trap shyness on estimates of tiger abundance from camera trap studies. *Animal Conservation*, **7**, 251–256.
- Williamson, S. J.** 2000. *Feeding wildlife... just say no*. Wildlife Management Institute, Washington DC.
- Yanes, M., Puente, J. de la & Suárez, F.** 1998. La Perdiz Roja. Identidad de los depredadores e intensidad de la depredación. In: *Seminario sobre Perdiz Roja*, (Ed. by V-FEDENCA), pp. 135–147.
- Yasuda, M.** 2004. Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps : a case study on Mount Tsukuba , central Japan. *Mammal Study*, **29**, 37–46

Conclusiones/Conclusions



6. Conclusiones

1. La suplementación artificial de agua y alimento mediante bebederos y comederos es una práctica habitual en la gestión cinegética. La eficacia de estas medidas para suplementar agua y comida a las especies diana queda demostrada al ser la perdiz roja y el conejo de monte las especies que visitan las instalaciones con mayor frecuencia.
2. La utilización de los bebederos y comederos no es exclusiva de las especies cinegéticas, detectándose la presencia de otras especies. Dos tercios de las cuales son aves, algunas incluidas como potenciales predadoras para las especies diana.
3. La climatología no muestra una influencia evidente en el uso de los bebederos artificiales por parte de la perdiz roja y el conejo de monte. A pesar de ello su presencia en los mismos se incrementa en los meses centrales del verano (Julio y Agosto) coincidiendo con los momentos de clima más extremo. Tampoco existe una clara influencia de tales variables en la utilización de los comederos, si bien se observa una mayor presencia de la perdiz roja durante los meses centrales del invierno cuando la climatología es más severa y del conejo a finales del invierno y principios de la primavera. Por tanto, parece que es mayor la influencia que ejerce la limitación de los recursos hídricos y alimenticios del medio que la propia climatología en la utilización de estas herramientas de gestión por parte de ambas especies.
4. La existencia de cobertura vegetal de tipo arbustivo rodeando los bebederos resulta determinante en su utilización por parte de la perdiz roja y el conejo de monte. Aquellos bebederos ubicados en entornos sin cobertura vegetal prácticamente no son utilizados por las especies diana. Por el contrario, la presencia de cobertura vegetal en los comederos resulta trivial, no teniendo repercusión en el uso de los mismos por parte de las especies diana.

5. La perdiz roja muestra un comportamiento de ingestión de agua y de alimento de tipo bimodal durante el día, observándose actividad durante los períodos próximos al alba y el ocaso. El elevado porcentaje de animales observados en alerta o vigilancia indica el riesgo de depredación que suponen ambas acciones. A su vez, el tamaño del bando influye en la proporción de animales vigilando en los bebederos, descendiendo a medida que el tamaño aumenta, si bien el modelo de bebedero utilizado puede influir en dicho patrón. Por el contrario, el tamaño del bando no influye en el porcentaje de animales en alerta en los alrededores de los comederos.

6. La actividad de ingestión de agua en el conejo se concentra en las primeras y últimas horas de luz, observándose además una ligera actividad diurna. Sin embargo, la ingestión de alimento durante la época invernal y primaveral muestra un comportamiento vespertino y nocturno más marcado. La elevada proporción de conejos en alerta en el entorno de los comederos y bebederos indica el riesgo implícito que supone su uso. En los comederos existe además una reducción del número de animales en vigilancia a medida que aumenta el tamaño del grupo, mientras que en los bebederos no se observa este hecho.

7. Los córvidos (urraca y corneja) acudieron en los comederos durante todo el período estudiado, no mostrando preferencia por ningún entorno. Ambas especies mostraron una actividad diurna, con una mayor intensidad durante las horas centrales del día, acudiendo y consumiendo alimento en solitario o en parejas. Su presencia en los comederos suscita un descenso en la aparición de las especies diana, sin embargo, en este estudio tal efecto no se ha podido demostrar.

Conclusions

1. Water and food supplementation by water troughs and feeders is a habitual practice in game management. The efficiency of these measures to offer supplementation to target species has been demonstrated. Red-legged partridge and wild rabbit are the species visiting the installations more frequently.
2. Water troughs and feeders are not only used by game species, but also by other species. Two-thirds are birds; some of them are included as potential predator for target species.
3. The climatology does not influence clearly the use of water troughs by red-legged partridges and wild rabbits. However, the use of water troughs is increased during the central summer months (July and August) coinciding with the hottest and driest moment of the summer. As observed in water troughs, there is not a clear climatic influence on the feeder use, although it is observed higher presence of partridges during central months of winter when climatic conditions are harder and the presence of rabbit is higher at the end of winter and beginning of spring. Therefore, it seems that rather than the climatic factors, the use of water troughs and feeders by both species is more related to the scarcity of natural resources.
4. The shrub cover around water troughs is a crucial factor for the use by partridges and rabbits. Some of the water troughs not surrounded by shrub cover are hardly used by target species. Contrarily, the shrub cover surrounding feeders has not a clear effect on their use by target species.
5. Red-legged partridges show daily bimodal watering and feeding patterns, mainly during dawn and dusk. The high percentage of vigilant animals suggests a high risk of predation when using water troughs and feeders. At water troughs, the percentage of drinking and

vigilant birds is reduced as the covey size increases, whereas no clear relationship between vigilance behaviour and number of birds was found for feeders.

6. The activity of rabbits around water troughs is concentrated at dawn at dusk, but also during the day-time. During winter and spring, rabbits show a higher percentage of activity during the evening and night-time. The high proportion of alert animals when using water troughs and feeders indicates the risk of predation. At the feeders, the proportion of vigilant animals is reduced when the number of animals increases.

7. Corvids (magpie and carrion crow) used feeders during all the study period and no effects of surrounding shrub cover were recorded for neither water troughs, nor feeders. Both species displayed diurnal activity, with a higher number of photographs recorded during central day hours. They arrived and used feeders alone or in couples. Although more research is needed, the use of feeders by unwelcome species rises concerns about secondary effects on target species, as corvids can predate eggs and chicks.

Resumen/Summary

7. Resumen

En la actualidad la gestión cinegética racional resulta una actividad crucial para el mantenimiento del equilibrio en el ecosistema mediterráneo. Las prácticas agroganaderas tradicionales tienen un impacto positivo en las poblaciones de las especies cinegéticas de caza menor, ya que sustentan un hábitat de elevada calidad. Sin embargo no siempre es posible alcanzar los objetivos ideales de la gestión cinegética: mejorar el hábitat y el estado de las poblaciones animales.

En el caso particular de la caza menor, una de las medidas más extendidas y populares es la suplementación artificial de agua y alimento, con el objetivo de suplir las carencias temporales o continuas de los recursos existentes.

Esta tesis doctoral, se ha ocupado de analizar la influencia que tiene sobre la fauna silvestre el aporte suplementario de agua y alimento durante los períodos de escasez. Nos hemos centrado en la repercusión de la climatología y la cobertura vegetal (entornos con y sin cobertura arbustiva) en la utilización de estas medidas por parte de la caza menor y fauna silvestre, analizando el comportamiento de la perdiz roja y el conejo de monte en dichas medidas. Para ello, la técnica utilizada ha sido el fototrampeo. El estudio consta de dos secciones complementarias: en una se analiza el aporte de agua durante tres veranos consecutivos 2008, 2009 y 2010 (mediados de Mayo a mediados de Octubre) y, en la otra, se analiza un aporte de alimento durante el invierno y la primavera (períodos de tiempo comprendido entre Octubre y Mayo) de los años 2009/2010 y 2010/2011.

La perdiz roja utilizó los bebederos a lo largo de todo el período de estudio, si bien no hubo un incremento significativo de su presencia en tales instalaciones hasta el mes de Agosto, descendiendo llamativamente en los meses posteriores (Septiembre y Octubre). A pesar de esta tendencia, no encontramos a la climatología como un factor concluyente en el uso de la medida, mientras que la cobertura arbustiva sí resultó ser un aspecto positivo de elección por parte de la perdiz. El ritmo circadiano de ingestión de agua resultó principalmente matutino, con más de la

mitad de las visitas entre las 8:00-11:00 horas. A su vez, los patrones etológicos registrados en las fotografías se clasificaron en epígrafes vinculados a una actividad (bebiendo, alimentándose/escarbando, en alerta y en movimiento o desconocido), cuyas frecuencias relativas no variaron significativamente a lo largo del día. En referencia al comportamiento social sí se encontró una correlación negativa entre el número de animales en actitud de vigilancia y el tamaño del grupo; comportamiento antipredatorio frecuente en animales gregarios como la perdiz. A esto hay que añadir que únicamente en el 26.5% de las visitas se observaron individuos jóvenes, reflejo del momento de elevado riesgo que supone la ingesta de agua, así como la falta de necesidad de agua superficial en el lugar de estudio durante los primeros momentos de vida.

Del mismo modo que en la perdiz roja, el conejo de monte fue fotografiado durante todo el período de estudio, si bien durante los meses de Agosto y Septiembre su presencia se incrementó considerablemente. Tampoco en este caso la incidencia de la climatología fue significativa, sin embargo, sí se apreció un claro incremento de la presencia cuando la humedad relativa aumentó y descendieron los valores medios de la temperatura del aire y la velocidad del viento. La ingestión hídrica se incrementa durante las horas diurnas, al amanecer y al anochecer, siendo al alba donde se produjo el pico de mayor actividad (48% entre las 5:00 – 9:00 horas), mientras que su presencia fue anecdótica en las horas centrales del día. Asimismo, y coincidiendo una vez más con la perdiz, la cobertura arbustiva resulta fundamental en la elección de los bebederos, acaparando dichos entornos el 99% de las fotografías del conejo. En los parámetros etológicos analizados en el conejo (muy similares a los de la perdiz) destaca el elevado porcentaje de animales en movimiento (62,6%) aspecto que, en cierta medida, limita el análisis e interpretación de dichos patrones de comportamiento mediante la técnica de fototrampeo.

La presencia en los comederos de la perdiz roja fue continua durante todo el período de estudio pero no de manera regular, existiendo un incremento de las visitas durante los meses en los que las condiciones del tiempo son más severas (Diciembre – Febrero). A pesar de ello, la

climatología no ha resultado ser un valor predictivo en el uso de los comederos. Tampoco se detectó ninguna preferencia de la perdiz por el entorno de ubicación de los comederos, a diferencia de lo ocurrido en los bebederos. En lo relativo a su comportamiento diario, la perdiz mostró un patrón bimodal diurno característico, siendo más activa durante las primeras horas de la mañana y últimas de la tarde. Asimismo, debido a su carácter gregario, existieron visitas con numerosos animales en los meses invernales (máximo de 23 individuos), período en los que se encuentra formando bandos, y reduciéndose posteriormente en la época de emparejamiento y puesta (máximo de cuatro individuos por fotografía). El análisis de los patrones etológicos reflejó a las perdices comiendo en más de un tercio de las ocasiones, no observando un descenso en la proporción de animales en alerta a medida que aumentaba el tamaño del bando.

El conejo estuvo presente en los comederos a lo largo de todo el período de estudio, como ya ocurrió en los bebederos, incrementándose su presencia en ellos a finales del invierno (Febrero-Marzo) momento en el que las fuentes de alimento son escasas y las necesidades nutricionales altas, principalmente debido a la reproducción. Además, durante el primer año, ocurrió un aumento de su presencia entre los meses de Noviembre y Diciembre, posiblemente motivado por inclemencias meteorológicas que ocasionaron inundaciones puntuales. No obstante, la climatología en líneas generales no resultó un factor influyente en la utilización de los comederos, con la salvedad del viento de la semana precedente que guarda una correlación positiva con la presencia de conejos. Esto puede ser debido a que la vigilancia aumenta durante períodos con viento reduciéndose el tiempo para la alimentación, lo que puede provocar un efecto compensatorio posterior. Al igual que la perdiz, el conejo no ha mostrado ninguna tendencia por el tipo de entorno, esta falta de preferencia nos indica que durante el tiempo que se dispensa alimento, la cobertura vegetal no influye en los patrones de ingestión. El conejo mostró una actividad eminentemente crepuscular y nocturna, siendo muy reducidas las imágenes obtenidas durante las horas centrales del día. A su vez, en el comportamiento en los comederos destacó el 28% en el que los animales se encontraban comiendo y el 39% de los animales en movimiento, apareciendo la misma problemática de interpretación ocurrida en los

bebederos, aunque en menor medida. En esta ocasión sí existió una reducción del número de conejos por visita a medida que aumentaba el porcentaje de animales en alerta, patrón que concuerda con la teoría de la “manada egoísta”, descrita por Hamilton (1971), según la cual existe un descenso en la vigilancia individual a medida que aumenta el tamaño del grupo. A esto se añade que el comportamiento territorial y aspectos de competición intraespecífica del conejo determinan un descenso del porcentaje de animales alimentándose y un incremento de aquellos en movimiento, a medida que aumente el tamaño del grupo.

El último aspecto que queremos abordar es el del aprovechamiento de las medidas de gestión por parte de la fauna del ecosistema y el efecto proyectado sobre las especies no cinegéticas más asiduas. Las medidas de suplementación fueron utilizadas por gran número de especies, identificándose entre aves, mamíferos y reptiles, 33 en los comederos y 19 en los bebederos. Salvo los carnívoros en los comederos, la práctica totalidad de las especies hizo uso de los comederos y bebederos. En ambos casos se observaron especies depredadoras en los alrededores, sin poder confirmar con certeza absoluta la existencia de actos de depredación vinculados a las instalaciones, pero tampoco podemos descartarlo con rotundidad. En el caso de los bebederos, la atracción de los depredadores debe de haber estado motivada más por la necesidad de ingestión de agua que por acciones de depredación. La caza menor ha supuesto las tres cuartas partes de las visitas registradas en ambas instalaciones, lo que pone de manifiesto el uso mayoritario de las medidas implementadas por parte de las especies diana. No obstante, dos especies de córvidos, la urraca y la corneja acumularon una presencia relevante, entre el 5 y 10% de las visitas totales registradas. Las dos son consideradas dañinas para la caza menor, especialmente para la perdiz roja a la que depreda huevos y pollos de primeras edades. Ambas especies mostraron un comportamiento diurno, acudiendo a las instalaciones en su mayoría de manera individual o en pareja (80% de las visitas) y mostrando una ligera tendencia hacia las zonas con cobertura vegetal arbustiva, aunque no de manera significativa.

Para terminar debemos recordar, también, que la presencia de las especies cinegéticas durante todo el período de estudio, tanto en comederos como bebederos, es una muestra fehaciente del

uso de las instalaciones por parte de las especies diana que consideran a tales herramientas como una fuente de recursos constante y acuden a ellas de manera regular. A su vez, la influencia de la climatología no resulta clara, ni determinante en este trabajo. Por el contrario, la cobertura vegetal arbustiva sí es relevante en el uso de los bebederos, estando seleccionada positivamente por ambas especies, no ocurriendo así en los comederos donde no hubo una tendencia clara por uno u otro entorno. Futuras investigaciones son necesarias para profundizar más en el conocimiento de la suplementación artificial para la fauna silvestre, principalmente para las especies de caza menor.

En la gestión de especies de caza menor son dos los factores a tener en cuenta en la utilización de bebederos y comederos: localización y factores climatología. La localización de los bebederos en entornos con cobertura vegetal arbustiva es fundamental, por el contrario, en los comederos no resulta determinante. La climatología, a pesar de no influir de manera inmediata, sí repercute en la utilización de las fuentes artificiales, coincidiendo los momentos de mayor uso con aquellos en los que existe una escasez de agua y alimento natural. Para el entorno estudiado, consideramos al período comprendido entre mediados del mes Julio y la totalidad de mes de Agosto como el de mayor importancia a la hora de la suplementación hídrica, y al invierno y principios de la primavera los de mayor relevancia en la suplementación de alimento. En consecuencia, la utilización de estas medidas de gestión deberá adaptarse al paisaje y climatología de la zona. Por el uso frecuente de ambas medidas por parte de la perdiz roja y el conejo de monte, pensamos que la suplementación artificial de agua y comida mejora la calidad del hábitat y favorece la conservación de poblaciones de caza menor en áreas sujetas a carestías de agua y alimento, pero son necesarias más investigaciones para conocer el impacto en las poblaciones.

Summary

Nowadays, sustainable game management is crucial for the maintenance of the Mediterranean ecosystem's balance. Traditional farming has a positive impact on small game populations as they support high quality habitats. However, the main aims of game management, improving habitat and conserving animal populations are not always easy to achieve.

Regarding to small game, supplemental food and water is one of the most widespread and popular measures in order to supply temporal or continuous lacks of existing resources.

In the present thesis, we have investigated the use of feeders and water troughs by wildlife during periods of shortage. We have focused on the effects of weather and feeder and water trough location (open areas or surrounded by shrub cover) on the use by wildlife, especially red-legged partridge (*Alectoris rufa*) and wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*), in which the behavior has been analyzed using camera trapping. The study was divided in two complementary sections: the first related to water supply during the summers of 2008, 2009 and 2010 (from May to October) and, the second related to the supplemental food on winter and spring (from October to May) of years 2009/2010 and 2010/2011.

Red-legged partridge used the water troughs during all the periods studied, although there was not a significant increase on the number of photographs until August, decreasing dramatically in the subsequent months (September and October). In spite of this tendency, we did not find the climatology as a concluding factor for the use of water troughs, while partridges used mainly water troughs surrounded by shrub cover. A watering circadian pattern was observed mainly during the morning, with more than one half of the photographs taken between 8-11 hours. At the same time, the behavior patterns registered in the pictures were classified in different categories (drinking, feeding/grooming, alert and moving, and unknown), not finding significant differences on the frequencies across the day. Regarding to anti-predator behavior, it was found a negative correlation between the number of birds in vigilance and covey size, which is related

to the anti-predator behavior in gregarious species such as the red-legged partridge. We have to add that juveniles were only observed in the 26.5% of the visits, which reflects the high risk of predation and the lack of need for surface water in the study site during the first moments of life.

Just as occur with red-legged partridges, wild rabbits were photographed at water troughs during all the study period, showing however a considerable increase on the number of photographs during August and September. The number of photographs was not affected by the weather, though it was observed a clear increase on the number of photographs when relative humidity increased and decreased the average of air temperature and wind speed. The number of photographs increased during daylight hours, dawn and dusk, and it was at dawn when was the highest activity peak (48% between 5-9 hours), while a very low number of photographs were taken during central hours day. As recorded in partridges, 99% of the pictures to rabbits were taken at water troughs surrounded by shrub cover. A high percentage of the photographs were assigned to movement (62.6%), which limited the analysis and interpretation of rabbit behavior using camera trapping.

With regard to feeders, they were used by red-legged partridges during all the study period but not regularly; an increment of the presence index was recorded in harsher weather months (December – February). Nevertheless, climatology did not result to be a predictor on the use of feeders and shrub cover did not affected significantly on the use by partridges. In relation to daily behavior, partridge showed a characteristic bimodal pattern, being more active during early morning and late evening hours. A large number of animals was observed in winter months (maximum of 23 individuals), coinciding with the covey period, whereas a subsequently lower number was detected during the mating and breeding season (with a maximum of four individuals). The behavior analysis detected partridges feeding in more than one third of the events, not observing a reduction on the proportion of birds in vigilance as the covey size increased.

As recorded in water troughs, wild rabbits used feeders during all the study period. There was an increase on the presence index at the end of winter (February – March) when food sources are limited and the nutritional necessities are high, mainly due to reproduction. Furthermore, during the first year, there was an increase on the presence index during November and December, probably related to harsh weather and punctual floods. However, the climatology was not an important factor on the use of feeders by rabbits, except the wind of the precedent week, which was positively correlated with the number of photographs of wild rabbits. This fact could be explained by an increased vigilant behavior during windy periods with consequent reduction of the time spent on feeding, causing then a compensation effect. As partridges, shrub cover did not affect the use of feeders by wild rabbits. Wild rabbits showed mainly crepuscular and nocturnal activity at the feeders, while diurnal activity during central hours was very low. At the same time, relevant behavior around feeders were the 28% of feeding and the 39% in movement, appearing the same identification problem than in water troughs, though to a lesser extent. Hence, there was a reduction of the number of vigilant wild rabbits as the number of rabbits taken in the same photograph increased, which agrees with the “*selfish herd*” theory (Hamilton 1971), also observed in red-legged partridges. Territorial behavior and the intraspecific competition of the wild-rabbit determine a reduction in percentage of feeding animals and rise in movement when group size is increased.

The last fact this thesis has investigated is the application of game management measures to other fauna and the effect on frequent observed non-game species. Water troughs and feeders were used by other species; there were birds, mammals and reptiles, 33 species (9 of mammals and 24 of birds) at the feeders and 19 (7 of mammals, 11 of birds and one of reptiles) at the WT. Except carnivores, the rest of species used both water troughs and feeders. For both measures, photographs depicting predators were taken, and we cannot exclude predation events around water troughs and feeders. Owing the harsh weather in summer, it is possible that predators were more attracted to water troughs because of the water necessity rather than the prey aggregation.

Small game species represent three quarter parts of the visits, what shows that target species were the main users of the measures. However, two species of corvids, magpie and carrion crow accumulated a relevant presence, with 5% to 10% of the total of the visits to the feeders registered. Both species are considered harmful for small game species, as they predate eggs and young chicks of partridges. Corvids showed a diurnal behavior, visiting the facilities individually or in couples (80% of visits) and showing a lightly tendency to shrub cover areas but not significant statistically.

The main finding of this thesis is that game species used during all the study period water troughs and feeders, what suggests that both measures are useful for target species. Additionally, in this work the climatology did not show a clear influence on the use of water troughs and feeders by target species. On the other hand, a higher use of water troughs surrounded by shrubs was observed for both red-legged partridges and wild rabbits, while the use of feeders by these species was not affected by the presence of shrub. Future research is needed to increase the knowledge of artificial supplementation for wildlife.

Anexo fotográfico

8. Anexo fotográfico



Imagen 1: Perdiz roja (*Alectoris rufa*) en el comedero.



Imagen 2: Bando de perdices rojas en comedero.



Imágenes 3 y 4: Perdiz roja en los comederos en distintas épocas del año.



Imágenes 5 y 6: Conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) en comedero.



Imagen 7 (izquierda): Lechuza común (*Tyto alba*) y conejo de monte. Imagen 8 (derecha): Cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*) apoyado en le comedero



Imagen 9: Lechuza campestre (*Asio flammeus*) apoyada en la valla y conejos de monte en el comedero



Imagen 10: Grupo de perdices rojas y conejos de monte utilizando simultáneamente el comedero.



Imagen 11 (izquierda) y 12 (derecha): Pareja de cornejas negras (*Corvus corone*) y de urracas (*Pica pica*) en los comederos.



Imagen 13 (izquierda): Cornejas en comedero y conejo de monte observando. Imagen 14 (derecha): Pito real (*Picus viridis*)



Imagen 15: Zorro (*Vulpes vulpes*)

Imagen 16: Perros domésticos (*Canis familiaris*).



Imagen 16: Bando de palomas bravías (*Columba livia*) en el comedero.



Imágenes 17 (izquierda), 18 (centro) y 19 (derecha): Mirlo común (*Turdus merula*), zorzal común (*Turdus philomelos*) y gorrión campesino (*Passer montanus*)



Imagen 20: Roedor (especie sin identificar) en comedero.



Imagen 21: Perdices rojas en un bebedero.



Imagen 22: Perdices rojas en bebedero.



Imagen 23: Perdices y conejo de monte en bebedero.



Imagen 24: Zorro pasando delante de un bebedero

Agradecimientos

La materialización del presente trabajo no hubiera sido posible sin el apoyo recibido por parte de numerosas personas e instituciones. A todas ellas me gustaría hacerles llegar mi más sentido y sincero agradecimiento.

He pensado muchas veces en lo que iba a escribir en el espacio reservado a este apartado, la parte más personal, y ahora que estoy en ello se me acumulan las palabras. Ha pasado un tiempo desde que me senté, impresionado, delante del catedrático, un señor con bigote, serio e imponente, sin saber aún que iba a salir de dicha reunión. Pero dentro de esa sala alguien me tranquilizó, un compañero de mayoral patilla, que se convertiría en amigo, estaba sentado con la misma cara de asustado que podía tener yo. Mucho tiempo después de esa primera toma de contacto, de muchas idas y venidas, parece que llegamos a buen destino.

Por ello mi agradecimiento inicial va dirigido a mis Tutores, Directores de Tesis, los Dres. Vicente Gaudioso Lacasa, José Antonio Pérez Garrido y Carlos Sánchez García-Abad.

En primer lugar mi agradecimiento al Dr. **Vicente Gaudioso Lacasa**, quien ha mostrado una gran paciencia conmigo, ayudándome y evitando que desistiera en los momentos más críticos, cuando faltaban las fuerzas. Sus sabias decisiones me han hecho valorar este tipo de trabajo con el rigor y seriedad que se merece. Ha sido su trato paternal el que ha permitido no salirme de esta “científica” vereda.

Por su parte, al Dr. **José Antonio Pérez Garrido** le tengo que agradecer su confianza puesta en mí desde el primer día, ofreciéndome mi primera oportunidad laboral y acordándose de mí siempre que fuera menester. Además de por aportarme tu visión de la vida, apreciando siempre el vaso medio lleno.

En el caso del Dr. **Carlos Sánchez García-Abad** es un poco más complicado pues son muchas las cosas que agradecerle y otras tantas que decirle. Fue él el que me lió para acabar siendo doctor. Fue él el que me ha apoyado infatigablemente de principio a fin (que ahora está más

cerca). Fue él el que compartió conmigo el trabajo, las inquietudes y opiniones sobre tantos temas. Fue y es buen compañero y amigo. Gracias.

No puedo más que agradecer a la Dra. **Marta Alonso de la Varga** por su constante ayuda a lo largo de todo este tramo vital, en muchas y variopintas situaciones que me he encontrado siempre ha estado cerca para mostrarme su apoyo y amistad. Gracias Martita.

El señor, el gran señor **Don Juan Manuel Lomillos Pérez** (también doctor) ha sido un gran socio, un tremendo amigo y sobretodo un excelente profesor. Maestro inigualable del estilo de vida “salto de la valla” y de expresiones tan castizas como ese “vhhaaa”, ambas marcadas a fuego en el calor de alguna batalla. A sus pies.

Gracias también al profesor **Dr. Vicente González Eguren**, por su alegría, aportación bibliográfica, su ánimo en momentos difíciles y sobre todo por el buen humor que le caracteriza y que tanta falta hace en la vida. “yo no sé cómo este edificio no se cae, si esta...”. Di que sí Vicente!!!

Tengo que dar las gracias especialmente a la **Raquel Prieto Martín** que tanto me ayudo en los momentos iniciales, no olvidando su papel como “gestora” principal de los protocolos iniciales, ni tampoco olvido los avisos que me diste diciéndome que si estaba seguro “donde me metía”. No lo estaba no.... También a **Carlos Díez Valle** por su acogida en tierras zamoranas, sus palabras amables y sabios consejos. Por ser un referente cuando uno anda un poco perdido y responder a esas llamadas de sosiego que tanto se agradecen. A **Daniel José Bartolomé Rodríguez** que, aunque hemos compartido más ocio que jornadas laborales, que aún así jornadas han sido... Al Dr. **Francisco Escalera Valente**, dejaste huella Pancho, no nos olvides que nosotros no lo hacemos.

A **Rufino** y **Carmela** que han estado en Villalba desde siempre y nos han hecho pasar muy buenos momentos. Esa sabiduría popular que no se tiene que perder nunca. Tampoco esa cocina Carmela!!!

A toda la **Familia Draycott**: por acogerme en su casa como uno de los suyos, haciéndome sentir en la calidez de su hogar. Espero que guardéis de mí la mitad del buen recuerdo que yo guardo de vosotros.

Por extensión a todo el personal de la **Game and Wildlife Conservation Trust**, por volcarse en facilitarme la vida y dejarme participar en todos sus proyectos. Especialmente al **Dr. Francis Buner** por la posibilidad de colaborar con él y a los **Dres. Rufus Sage, Maureen Woodburn y Julie Ewald**, por haber facilitado mi estancia a Inglaterra, así como por haber aceptado revisar esta Tesis Doctoral.

Al personal del Departamento de Producción Animal, especialmente a María la secretaria y a mi querido “Valen” **Tino** que tras su risita nerviosa no guarda nada bueno, jaja, es todo corazón. No me puedo olvidar de **Álvaro Cangrejos**, un grande donde los haya.

A **WAVES** (Sociedad Euromediterránea para la Vigilancia de la Fauna Salvaje) porque la experiencia de aquel (mi primer) Máster, lo que aprendí y disfrute fue determinante en mi futuro. Guardo muy buen recuerdo de aquel año y de toda la gente. De entre ellos el caballero Víctor Cuevas, Abraham, Merceditas y toda la gente de Zamora. También a Juan José Martínez Nistal al que valoro y aprecio en gran medida.

A la gente del **IREC**, fui allí de turismo y casi no vuelvo... bendito infierno. Especialmente a Christian y Joaquín, por apoyarme y animarme tanto en lo profesional como en lo humano. No puedo olvidarme de mis compañeros, mi tocayo José Ángel, Ira, Mariana, Albertiti, Joao (se lee Jowi), Encarni, Andresito y alguno más, sin olvidar a toda la gente de prácticas que tanto ayudó. Mención especial merece Oscarín que hace tiempo me dijo sin tapujos que lo que tenía que hacer era irme al IREC y dejarme de cuentos. SABIO consejo.

Este trabajo no podría haberse realizado sin la colaboración del **Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León**, del Centro del Toro de Lidia de Salamanca y gracias a su personal. También agradecer a la Diputación de Valladolid y la Universidad de Veterinaria de León por

su apoyo que ha hecho viable este proyecto. Especialmente al Dr. **Juan Antonio Olmedo Olmedo** por su apoyo estratégico, por querer Matallana y por enseñarme tanto.

A Pepín por sus dibujos.

A toda la gente que se ha preocupado por el desarrollo de este trabajo, a esos pestañeos confusos al escuchar mis respuestas más confusas todavía.

A mis padres, Serafín y Ángela; a mi hermano, Fabián, por el apoyo incondicional, de pocas preguntas y muchas respuestas. Gracias por todo este tiempo en el que vengo dando guerra, que no es poco.

Y por último, al personaje protagonista, solidaria de mis éxitos y fracasos; participe de mi licenciatura y doctorado. Coautora de mi vida. Gracias Beina.



