

Impacto de la depredación sobre las poblaciones de urogallo cantábrico



Abril 2016

En el marco del proyecto LIFE+ Urogallo cantábrico, la Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente ha encomendado a la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM) la elaboración de una síntesis basada en la revisión de los trabajos científicos y técnicos sobre la depredación del urogallo con el fin de sintetizar y valorar los resultados de las acciones ejecutadas en el proyecto LIFE+ y sugerir las líneas futuras de actuación. Los datos que se manejan en este informe han sido aportados por las Comunidades Autónomas implicadas en el proyecto, a través de la Fundación Biodiversidad.

Este informe se ha redactado en estrecha colaboración con Luis Robles, coordinador del proyecto LIFE+ Urogallo cantábrico en la Fundación Biodiversidad, y Francisco José García, de la SECEM, que han aportado su ayuda desde que el proyecto comenzó a fraguarse hasta que estuvo completamente terminado. Varios especialistas han comentado borradores previos, como Fernando Ballesteros, Alfonso San Miguel y Borja Palacios. Elena Álvarez del Gobierno de Cantabria y Daniel Pinto de la Fundación Patrimonio Natural de Castilla y León (Junta de Castilla y León) han aportado datos y sugerencias de especial interés.

Autor: Juan Carlos Blanco

Se autoriza la reproducción total o parcial de este documento siempre que se cite su fuente. Queda prohibida su utilización con fines comerciales.

Cita recomendada: Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2016, España. Impacto de la depredación sobre las poblaciones de urogallo cantábrico.

INDICE

RESUMEN	4
PRESENTACIÓN.....	6
1. ASPECTOS TEÓRICOS BÁSICOS DE LA DEPRDACIÓN	10
1.1 Introducción	10
1.2 Ciclos de tetraónidas en regiones septentrionales. El papel de la depredación	12
1.3 Relaciones entre predación y hábitat. El papel de la fragmentación del hábitat	14
1.4 Efecto del control de predadores sobre sus presas. Revisiones de estudios en el mundo	16
2 EL UROGALLO Y LA DEPRDACIÓN. RESUMEN DE CONOCIMIENTOS	19
2.1 Los depredadores del urogallo	19
2.2 Estudios de control de predadores	20
2.3 Depredación de urogallos y fragmentación del hábitat	23
2.4 Relaciones entre la predación sobre el urogallo y las precipitaciones en junio	24
2.5 Principales depredadores del urogallo: el zorro y la marta	26
3 ACCIONES DE CONTROL DE PREDADORES DEL PROYECTO LIFE+ UROGALLO CANTÁBRICO Y PROYECTO EN EL PIRINEO LERIDANO.....	34
3.1 Acciones del proyecto LIFE+ en Castilla y León	34
3.2 Acciones del proyecto LIFE+ en Cantabria	35
3.3 El programa de control de predadores del Pirineo leridano	36
3.4 Conclusiones obtenidas en el proyecto LIFE y en el programa de control de predadores del Pirineo	39
3.5 Consideraciones sobre el control de predadores para aumentar la supervivencia del urogallo cantábrico	41
4 PROPUESTAS DE ACTUACIÓN.....	44
BIBLIOGRAFÍA CITADA.....	48

RESUMEN

El urogallo se está reduciendo muy rápidamente en la cordillera Cantábrica y en menor medida en muchas otras poblaciones del Paleártico. No hay unanimidad sobre las causas concretas de este proceso global, pero a veces se atribuye a la depredación un papel relevante en esta disminución.

Los urogallos han convivido naturalmente con sus depredadores desde hace milenios, manteniendo una relación estable depredador-presa. Es altamente improbable que la depredación sea la única o la principal causa del declive del urogallo.

En una población de urogallos en declive, la reducción de la depredación podría ayudar a retrasar su disminución, pero es difícil pensar que solucionara el problema de conservación del urogallo.

La depredación es un fenómeno de extraordinaria complejidad, en el que conviene distinguir entre la causa próxima de la mortalidad (el ataque del depredador) y la causa última (las condiciones ambientales que hacen al urogallo más proclive a ser depredado). Se sabe que la depredación de los urogallos se relaciona al menos con la estructura del medio (aumenta en hábitats fragmentados) y con el clima (aumenta en primaveras muy lluviosas). La complejidad de estas interrelaciones dificulta la obtención de conclusiones claras.

En España hay muy pocos datos empíricos sobre la depredación y los depredadores del urogallo. Pero la información de la cordillera Cantábrica y de otras áreas sugiere que las martas y los zorros son los depredadores principales de huevos y pollos; también pueden ser relevantes los córvidos, los azores y gaviñanes y otros carnívoros del bosque cantábrico; los jabalíes pueden destruir puestas pero parecen tener menos importancia de la que se había sospechado.

Estudios experimentales realizados en áreas reducidas de Fenoscandia, Escocia y el Pirineo catalán muestran que el control de los depredadores puede aumentar el éxito reproductor del urogallo, pero esta mejora cesa cuando el control se relaja o se detiene.

En condiciones naturales, un aumento significativo de la productividad de urogallos en la mayor parte de su área de distribución probablemente solo se podría lograr con un control muy intenso de sus principales depredadores, que abarque áreas extensas y se mantenga durante largos periodos o de forma indefinida. Este tipo de control quizá modificaría la comunidad de vertebrados de la zona y sería muy difícil de realizar por razones económicas, logísticas, legales, sociales y éticas.

Los controles experimentales de depredadores realizados en la cordillera Cantábrica no han logrado reducir el número de zorros ni la tasa de depredación de huevos de gallina. En los Pirineos, el control en una zona experimental de unos 10 km² sí ha producido un incremento significativo del éxito reproductor de los urogallos, pero con un coste tan elevado que finalmente se ha decidido abandonar el programa, como veremos más adelante.

En la actualidad, creemos que resulta ineficaz realizar un control de depredadores en el hábitat del urogallo cantábrico como medida rutinaria para aumentar el éxito reproductor tal como se ha planteado en el proyecto LIFE+, aunque probablemente se puede intensificar la caza regular de zorros y jabalíes.

Por el contrario, es posible que un control intenso y puntual en las zonas de suelta de urogallos criados en cautividad –junto con otras medidas de protección de las aves- pueda dificultar el acceso de los depredadores a los jaulones de suelta y ayudarles a superar sus primeros días en el campo.

Conviene explorar métodos que reduzcan la depredación, como evitar y revertir la fragmentación del hábitat del urogallo, evitar atraer depredadores generalistas con basuras o desperdicios humanos, etc., y considerar los avances científicos en este campo. Además, hay que hacer un seguimiento coordinado de las acciones antipredación, prevenir las causas de mortalidad no natural y poner en práctica las otras medidas que se hayan mostrado eficaces para frenar el declive de la especie.

PRESENTACIÓN

Las poblaciones de urogallo cantábrico (*Tetrao urogallus cantabricus*) están en franca regresión desde hace más de 30 años sin que haya un acuerdo unánime sobre las causas de este proceso. En la lista de factores que habitualmente se barajan (cambio climático, transformaciones del hábitat, aumento de ciervos, *Cervus elaphus*, molestias en el hábitat invernal, etc.), la depredación (o predación) ocupa siempre un lugar destacado.

Los urogallos, como otras gallináceas, son especies presa, y como tales, objeto de predación a lo largo de todo su periodo vital, sobre todo en la fase de huevo y cuando los pollos son pequeños. Este hecho no implica necesariamente que la depredación sea la causa principal de la reducción de las poblaciones. Los urogallos, como todas las presas, han convivido naturalmente con sus depredadores desde hace milenios, manteniendo una relación estable depredador-presa. Sin embargo, es evidente que en cualquier población de especie presa en declive, la reducción de la depredación podría aportar elementos positivos en el binomio productividad-mortalidad y ayudaría a retrasar su disminución, incluso aunque la depredación no sea el factor causante del problema. En cualquier caso, si no se resuelve(n) la(s) causa(s) que han desencadenado la regresión, el problema a largo plazo no se va a resolver simplemente reduciendo la mortalidad por depredación. Si la causa fundamental de la reducción del urogallo está relacionada con el cambio climático, nuestra capacidad para actuar es muy limitada.

Como veremos a lo largo de este informe, la depredación es un fenómeno tremendamente complejo, que se relaciona de forma muy estrecha con otras muchas variables -como el hábitat, el clima, las enfermedades, etc.-, que depende de depredadores que con frecuencia son animales nocturnos, esquivos y difíciles de estudiar, y que además suele ser enfocado por cada individuo a través de su sistema subjetivo de valores personales.

Los estudios sobre la depredación del urogallo en España son muy escasos. Casi todo nuestro conocimiento proviene de las investigaciones realizadas en Fenoscandia y en Escocia, donde el clima y el hábitat presentan importantes diferencias con los de nuestras latitudes, aunque quizá la mayoría de las conclusiones allí recogidas son útiles para nuestro conocimiento con las salvedades lógicas.

Como nos ocurre a nosotros, los responsables británicos de la conservación de la naturaleza llevan años ensayando diversas medidas con la esperanza de frenar la regresión del urogallo. Los últimos informes encargados por el Scottish Natural Heritage intentan desentrañar el papel de la predación y su relación con otros factores. Las causas identificadas de la disminución del urogallo en Escocia fueron la baja productividad en la reproducción y la mortalidad de las aves adultas por colisiones con vallas forestales (Moss et al. 2000). Pero, mientras que la señalización y eliminación de las vallas han reducido notablemente la mortalidad de los adultos, las medidas para mejorar la productividad no han dado resultado (Summers et al. 2015). Esto es importante, dado que la productividad está correlacionada con el crecimiento demográfico de los urogallos (Summers et al. 2010). Los estudios realizados en los últimos años en bosques escoceses con distintas características han identificado varios factores relacionados con la productividad. La precipitación de junio tiene un efecto negativo (Moss 1986, Summers et al. 2004), un aumento de temperaturas en abril (Moss et al. 2001) y una cobertura media de arándanos (*Vaccinium myrtillus*) del 15-20% tienen efecto positivo (Baines et al. 2004). La depredación por cornejas (*Corvus corone*) interactuando con las precipitaciones (Summers et al. 2004), un efecto negativo.

Hace cuatro años, Baines et al. (2011b) escribieron que el aumento de los carnívoros y el consecuente incremento de la depredación, junto con los cambios en el clima y la presencia continua de cornejas, proporcionaba una hipótesis alternativa a la de cambio climático por sí solo para explicar la reducción del éxito reproductor del urogallo y la disminución de la población en los bosques escoceses. “En ausencia de mecanismos para hacer frente a los efectos del cambio climático sobre el urogallo, quizás se podría detener su disminución e incluso revertirla con continuas mejoras en la gestión del hábitat y restaurando el control de depredadores en las zonas mejores de la especie.”

Este mismo año, Summers et al. (2015) aportan un punto de vista ligeramente distinto: “A pesar de las intervenciones de conservación que se han centrado en la gestión del hábitat de reproducción del urogallo y en el control de zorros (*Vulpes vulpes*) y cornejas, la población en Escocia no ha aumentado entre 2005 y 2014. Entre 2009 y 2013, se encontró una correlación negativa a nivel de bosque entre la productividad del urogallo y el índice de abundancia de martas.”

Como es típico de los problemas especialmente complejos, la última palabra está aún por decir, y con frecuencia los informes y publicaciones más recientes contradicen nuestras ideas anteriores.

El informe que hemos realizado intenta subrayar la complejidad del fenómeno de la depredación en el urogallo, resaltando los factores íntimamente relacionados con este proceso y las incertidumbres y contradicciones en nuestro conocimiento del tema.

En una primera parte se presentan los conceptos teóricos básicos relacionados con la depredación y los factores que influyen en ella, los estudios que revisan los efectos del control de depredadores sobre sus presas, para centrarnos posteriormente en los conocimientos referentes a los urogallos y otras tetraónidas, subrayando la importancia de la fragmentación del hábitat y del clima en este fenómeno. Finalmente presentamos los conocimientos básicos sobre los principales animales cazadores de urogallos, lo que nos da idea de la dificultad de realizar un control de depredadores efectivo, sobre todo en el caso del zorro.

En la segunda parte nos centramos en los resultados del proyecto, sin olvidar el programa de control de depredadores que se realiza en el Pirineo leridano, que constituye la única experiencia española en este tema, aparte del LIFE+ Urogallo cantábrico, veremos qué hemos aprendido sobre los depredadores del urogallo en distintas comunidades autónomas, el efecto del control sobre los depredadores que se intentaba reducir y la eficacia de nuestras acciones para resolver los problemas que nos habíamos planteado.

El informe aporta unas consideraciones sobre la utilidad de realizar control de depredadores para mejorar el éxito reproductor de los urogallos y para proteger a los individuos criados en cautividad que van a ser soltados al campo para terminar con unas propuestas de actuación y la bibliografía citada en esta revisión.

Antes de seguir conviene rebajar las expectativas de quienes busquen aquí la solución a los problemas del urogallo. No hay remedios definitivos ni recetas mágicas. Si existieran, ya se habrían encontrado. Conocer la complejidad de la depredación y de los factores asociados a ella que nos han revelado 30 años de investigación en muchos países de Europa, nos debería llevar a afrontar el

problema del urogallo con humildad, aunque ello no nos impida actuar con la máxima determinación.

1. ASPECTOS TEÓRICOS BÁSICOS DE LA DEPREDACIÓN

1.1 Introducción

Aunque prácticamente todas las aves son objeto de depredación, al menos en la fase de huevo y pollo, no es fácil conocer sus efectos en los niveles de población de las presas. Incluso cuando los predadores eliminan una elevada proporción de sus presas cada año, no necesariamente reducen las cantidades de aves reproductoras. Las poblaciones de muchas especies de aves pueden duplicarse o multiplicarse varias veces cada año durante la época de reproducción, lo que implica que, en una población estable, más de la mitad de los individuos presentes al final de la estación reproductora morirán antes de la siguiente, bien a causa de la depredación o por otras razones. Para que los predadores reduzcan el número de aves reproductoras por debajo del nivel que estas tendrían en su ausencia, al menos parte de la mortalidad que producen debe ser “aditiva” (es decir, la que se suma a otras causas de mortalidad) y no solo “compensatoria” (la que reemplaza otras causas de mortalidad) (Newton 1998).

La mortalidad compensatoria se produce cuando otros factores responsables de la supervivencia o de la reproducción son dependientes de la densidad. En esta situación, se espera que las poblaciones que están cerca de la capacidad de carga del medio y que muestran una elevada competencia intraespecífica -ya sea por los territorios, el alimento o los lugares de nidificación- sufran mortalidades compensatorias por la depredación, la caza o el parasitismo (Blanco 1995). En estos casos, la predación suele ser compensatoria, reduciendo la mortalidad producida por otras causas; este tipo de predación afecta menos a las poblaciones reproductoras de las presas. Por el contrario, en las poblaciones que están muy por debajo de los límites que imponen los recursos y que están relativamente libres de competencia intraespecífica, la predación suele causar una reducción mayor de las poblaciones reproductoras de las presas. En las aves, la dinámica predador-presa puede cambiar desde la mortalidad compensatoria a la aditiva y viceversa, dependiendo de los factores que influyan sobre las especies de la comunidad (Newton 1998).

En cuanto a los predadores, típicamente cualquier especie presa suele tener un pequeño número de predadores habituales, pero ocasionalmente sufre ataques de un número mucho mayor de especies. Los predadores habituales del faisán (*Phasianus colchicus*) en muchas áreas son los zorros (*Vulpes vulpes*) y los

gavilanes (*Accipiter nisus*), pero solo en Wisconsin se han descrito más de 30 especies de mamíferos, aves y reptiles como depredadoras de huevos, pollos o adultos en una u otra ocasión (Wagner et al. 1965). Además, algunas aves tienen sus propios depredadores específicos, como ocurre con los pingüinos y la foca leopardo (*Hydrunga leptonyx*). No es este el caso de los urogallos, que carecen de depredadores específicos; todas las especies que les afectan son generalistas que no dependen de ellos para sobrevivir, y que no suelen contar a los urogallos entre sus presas principales.

Los depredadores generalistas matan una amplia variedad de presas, cambiando de una especie a otra de acuerdo con sus necesidades. Normalmente no depredan sobre sus presas en relación estricta con su número en la zona, sino que se centran sobre algunas especies más de lo que se espera en relación con su abundancia. En estos casos, suelen incidir más sobre las especies más vulnerables (Newton 1998).

Por tanto, algunas especies presa pueden experimentar un nivel alto de depredación no ya porque estén en densidades elevadas sino porque otras especies u otras fuentes de alimento son lo suficientemente abundantes como para atraer a muchos depredadores al área o porque la presa alternativa de los depredadores súbitamente se ha vuelto muy escasa (Kenward 1985, Keith and Rusch 1988). Como ejemplo, en la isla de Foula, en las Shetland, la depredación de los págalos grandes (*Catharacta skua*) sobre otras aves marinas se multiplicó por 10 en unos pocos años cuando el pez que constituía su principal alimento se redujo considerablemente (Hamer et al. 1991).

Otros depredadores son especialistas y se concentran en uno o unas pocas especies de presa. Los especialistas no son frecuentes entre los depredadores de aves, aunque en ciertas regiones existen especializaciones que pueden forzar a depredadores generalistas a convertirse en especialistas, a veces por falta de presas alternativas. La dependencia del halcón gerifalte (*Falco rusticolus*) de la perdiz nival (*Lagopus mutus*) en gran parte del Ártico es un ejemplo de ello. En general, cuanto más cerca de los trópicos, mayor es la variedad de especies en la zona y menor es la asociación entre los depredadores y presas específicas. Por ello, muchos de los estudios realizados en Escandinavia con las tetraónidas y sus depredadores muestran condiciones que no vamos a encontrar en nuestras latitudes, donde hay un número mayor de especies y no se producen casos de dependencia tan estrecha entre el urogallo y sus depredadores.

Tanto si los predadores son especialistas o generalistas, la depredación raramente se reparte de forma homogénea en la población de presas, sino que se suele concentrar en localidades particulares, quizá cerca de donde cría el predador o donde la presa alcanza mayores densidades o es particularmente vulnerable (Geer 1978, Erikstad et al. 1982). También la predación se puede concentrar en grupos específicos de edad, como los huevos, los pollos, los jóvenes sin experiencia (Newton 1986, Bijlsma 1990) o en clase sociales particulares como pueden ser los individuos no territoriales en una especie territorial o en un sexo más que en el otro. En el caso del urogallo, la depredación se concentra en los huevos y los pollos. En cuanto al sexo, en las tetraónidas la predación en la fase juvenil y adulta afecta especialmente a las hembras (Moss *et al.* 2000).

Esto suele ocurrir en especies poligínicas en los que los machos son mayores que las hembras y por tanto más difíciles de cazar para los predadores. Pero también porque en primavera y verano las hembras son más activas buscando alimento que los machos (Kenward et al. 1981, Widén 1987). En estas especies, las gallinas más activas en la reproducción son más vulnerables que las jóvenes y las no reproductoras. En un estudio con gallos lira (*Tetrao tetrix*) radiomarcados, las hembras que estaban incubando sufrieron una predación del 31% en primavera y verano mientras que las que no incubaban no tuvieron depredación (Angelstam 1984). Por tanto, el comportamiento de los diferentes sexos y grupos de edad en distintos momentos del año influye claramente en su susceptibilidad a la predación.

La predación sobre una especie concreta también varía a lo largo del tiempo como respuesta a cambios como la vulnerabilidad de la presa, en la disponibilidad de presas alternativas o en la relación entre los predadores y las presas (Erlinge et al. 1983, Newton 1986).

1.2 Ciclos de tetraónidas en regiones septentrionales. El papel de la depredación

Muchas especies de tetraónidas, especialmente en latitudes septentrionales, tienen ciclos de abundancia en los que los picos sucesivos ocurren en intervalos más o menos regulares (Elton 1942, Keith et al. 1977). Estos ciclos son muy interesantes, ya que gran parte de la información que tenemos en la actualidad sobre el efecto de la depredación sobre el urogallo y otras tetraónidas –

extrapolables en gran medida a las aves en general- proceden del estudio de estos ciclos.

En zonas boreales de Norteamérica por ejemplo, el grévol engolado (*Bonasa umbellus*) y otras especies fluctúan en ciclos de 10 años en paralelo con ciclos similares de la liebre variable (*Lepus americanus*). En muchas de las zonas boreales, el grévol común y otras especies fluctúan en ciclo de 3 a 5 años en paralelo con los topillos del género *Microtus*. En partes de Gran Bretaña, el lagópodo escocés (*Lagopus l. scoticus*) también tiene ciclos o casi ciclos, pero el periodo entre los picos varía entre 4 y 7 años (a veces hasta 9) en diferentes regiones (Newton 1998). Es más, algunas especies, como el lagópodo escandinavo (*Lagopus lagopus*) pueden tener ciclos de 3-5 años en partes de Europa y otros de 10 años en partes de Norteamérica (Bergerud et al. 1985). La longitud de los ciclos se refiere a los intervalos regulares entre los picos de máxima abundancia.

Pero el tamaño de los picos a veces varía de forma muy amplia de un ciclo al siguiente. Las cifras de lagópodos se basan en general en estadísticas de caza en otoño, que están influidas en gran medida por la producción de jóvenes. Los escasos datos a largo plazo sobre densidades en primavera muestran los mismos ciclos, pero las fluctuaciones son menos marcadas (Angelstam 1983). Parece sin embargo que los picos periódicos en tales especies dependen de dos variables: la elevada densidad de nidificación (muchas parejas que crían) y el alto éxito de cría (muchos pollos sacados por pareja).

La predación es una de las hipótesis propuestas para explicar los ciclos de lagópodos (Watson y Moss 1979). Los predadores causan descensos regulares en las especies presa, que van seguidos de periodos de recuperación. Pero al buscar las causas de los ciclos, es importante separar las especies primarias (los topillos del género *Microtus* o las liebres) de las especies secundarias, que son menos abundantes (las tetraónidas). La evidencia de que los predadores causan el ciclo en las regiones septentrionales es mucho más sólida para las especies secundarias (las tetraónidas) que para las primarias (los mamíferos). Los mecanismos de los ciclos se desarrollan como sigue: mientras el número de mamíferos herbívoros (micromamíferos y liebres) sube durante unos cuantos de años, también lo hace el de los predadores que dependen de ellos. Entonces, cuando los mamíferos herbívoros se hunden, los abundantes predadores redirigen la presión de caza hacia las tetraónidas, ya sean huevos, pollos o

adultos, reduciendo sus poblaciones de forma muy obvia. Finalmente las poblaciones de los propios predadores disminuyen por falta de alimento, lo que les causa la muerte de hambre, les obliga a emigrar o les impide reproducirse (Newton 1998). Esto a su vez permite que tanto los mamíferos herbívoros como las tetraónidas vuelvan a crecer para comenzar un nuevo ciclo.

Aunque no está completamente resuelto qué causa el ciclo de los mamíferos (no es necesariamente la predación), sí parece claro que lo que causa el ciclo de las tetraónidas es la predación al actuar sobre presas alternativas. En el norte de Europa, diversas especies de tetraónidas fluctúan en sincronía y en paralelo con el número de roedores. Es más la predación sobre las distintas especies de tetraónidas claramente varía con la fase del ciclo de *Microtus*. Entre el lagópodo escandinavo (*L. lagopus*) las pérdidas anuales en los nidos varían entre el 10 y el 63% (Myrberget 1984), entre el urogallo y el gallo lira (*Tetrao tetrix*) de Noruega entre el 11 y el 78% (Storaas et al. 1982) y entre el gallo lira de Suecia entre el 7 y el 78% (Angelstam 1983).

En las tres especies, las menores tasas de depredación de nidos ocurrieron en los años en que los roedores alcanzaban sus picos, y las tasas mayores cuando los roedores estaban en declive. Esto es así porque los predadores generalistas - como los zorros y las martas- se centraron en cazar tetraónidas cuando los roedores se hicieron escasos y volvieron de nuevo a estos últimos cuando se recuperaron (Angelstam et al. 1984). Es más, cuando Lindström et al. (1987) aportaron alimento suplementario a los predadores durante un periodo de reducción de micromamíferos, comprobaron que la proporción de jóvenes tetraónidas en otoño era mayor en la zona experimental que en el área de control, indicando que su mortalidad había sido menor en primavera y verano. Esto ayudó a comprobar que la predación sobre las tetraónidas se reducía cuando había presas alternativas disponibles para los predadores.

1.3 Relaciones entre predación y hábitat. El papel de la fragmentación del hábitat

Normalmente las aves que nidifican en el suelo –como el urogallo- son objeto de mayores tasas de predación. Y dentro de ellas también hay diferencias en las tasas de depredación dependiendo de dónde nidifiquen. En especies que nidifican en el suelo, las tasas de predación aumentan cuando la cobertura vegetal disminuye (Erickstäd et al. 1982). Como ocurre en los nidos, la predación

de los adultos puede estar influida por la estructura del hábitat o por el estado nutricional del ave. Por ejemplo, en un estudio con grévoles (*Bonasa bonasia*) radiomarcados en China, la predación sobre adultos fue mucho mayor en bosque maduro abierto que en bosque joven mucho más denso (Yue-Hua y Yu 1994). Del mismo modo la predación sobre los faisanes en Suecia aumentó con la distancia a la cobertura (Kenward 1977).

En general, existen fuertes interacciones entre la predación y el hábitat. Algunos declives a largo plazo en las poblaciones de aves continentales tanto en Europa como en Norteamérica se han atribuido parcialmente al aumento de la predación asociada con cambios en el paisaje, que han producido un aumento en los predadores y en la vulnerabilidad de las presas. La reducción en la cobertura vegetal en las zonas de nidificación ha llevado a algunas aves a concentrar sus nidos en unas pocas áreas, lo que beneficia a sus predadores. Este es el caso de la perdiz pardilla (*Perdix perdix*) en paisajes agrícolas ingleses estudiados por Potts et al. (1980) y Potts (1986). Esta especie construye a menudo sus nidos a lo largo de los setos y en los márgenes de los cultivos, lo que facilita mucho la tarea de búsqueda a los predadores. En los estudios citados, los huevos eran depredados por cornejas (*Corvus corone*) y urracas (*Pica pica*), mientras que las hembras incubando eran muertas por zorros (*V. vulpes*) y armiños (*Mustela erminea*). Los estudios de campo han demostrado que la supervivencia de las perdices depende en gran medida de la densidad de setos en el paisaje, medida en kilómetros de seto/km².

Un cambio del paisaje que aparentemente ha promovido el declive de las poblaciones de aves es la creciente fragmentación de los hábitats naturales y seminaturales. Ya que nuestros paisajes están cada vez más fragmentados los predadores característicos de un hábitat pueden penetrar en el vecino, y de esta manera las aves de la mayoría de los hábitats podrían estar expuestas a una mayor cantidad de especies de predadores en la actualidad que en el pasado. Además, la fragmentación de los hábitats naturales ha favorecido a los predadores generalistas, como los zorros y las cornejas (Andrén, 1992). No solo los predadores tienen más presas disponibles en los hábitats humanizados que en los naturales, sino que además gran parte de su alimento es aportado por el hombre en forma de basura, desperdicios o animales domésticos. Por ello suelen alcanzar altas densidades, lo que produce tasas más elevadas de predación sobre las aves más vulnerables, tanto en medios agrícolas como en los fragmentos de hábitats naturales y seminaturales.

Varios estudios con nidos artificiales o naturales han mostrado que la predación es más frecuente cerca de los bordes de los bosques y en fragmentos más pequeños de bosque que en interior de amplios bosques (Moller 1991, Sandström 1991, Andrén 1992). De hecho la predación en los bordes de los bosques fue aparentemente mayor en 10 de 14 estudios hechos con nidos artificiales y en 4 de 7 con nidos naturales, pero este aumento de la predación raramente se extendía más de 50 m bosque adentro (Paton 1994). Las tasas de predación también se redujeron al aumentar el tamaño de los fragmentos forestales, y eso ocurrió en los 8 estudios que se realizaron. La fragmentación del hábitat junto con el aumento de la predación de los nidos se ha sugerido (pero no ha sido probado) como un factor en los declives amplios de algunos paseriformes) migrantes en el este de Norteamérica (Newton 1998).

1.4 Efecto del control de predadores sobre sus presas. Revisiones de estudios en el mundo

En su libro *Population limitation in birds*, Ian Newton (1998) recopiló 30 estudios de control de predadores, 13 de los cuales incluyeron gallináceas (tetraónidas y faisanes), 11 anátidas y 6 otras aves. En la mayoría de ellos, la eliminación de los predadores aumentó el éxito de cría y el número de aves después de la reproducción. Sin embargo, la mejora del éxito reproductor no siempre llevó a un aumento de la población postreproductora, y el aumento de esta última no siempre produjo un incremento del número de parejas reproductoras al año siguiente. En todos los casos, las aves ponían en el suelo (lo que aumenta al máximo su vulnerabilidad) y los predadores eran generalistas que depredaban esencialmente sobre especies distintas de las aves estudiadas, que eran presas secundarias. Los experimentos que implicaban la eliminación de solo un predador (fuera carnívoro o córvido) no mostraron efectos significativos, sobre todo porque los nidos eran encontrados y saqueados por otras especies. En algunos estudios, la predación estaba influida no solo por la cantidad y los tipos de depredadores presentes, sino también por la disponibilidad de presas alternativas y las características del hábitat, como por ejemplo la cobertura de la zona donde se situaban los nidos.

En todos los experimentos los efectos de la eliminación de los predadores duraba muy poco, y cuando el control cesaba los predadores se recuperaban y las tasas de predación y los niveles poblacionales de las aves estudiadas volvían a la situación original. Los aumentos en las densidades de cría en las aves

estudiadas oscilaron entre cero y 2,6 veces comparados con las áreas de control. El grado de incremento dependía parcialmente del número de años en los que se efectuaba la eliminación de los depredadores en la zona de estudio. En algunos estudios, los efectos en las cifras de aves reproductoras eran acumulativos, al menos hasta el tercer año. Por ejemplo, en un estudio realizado con la perdiz pardilla (*Perdix perdix*), después de un año la población se multiplicó por 1,4 y después de tres por 2,6 (Tapper et al. 1996).

Dos meta-análisis (revisiones sistemáticas con reanálisis de datos de los estudios publicados) han encontrado que el éxito reproductivo aumentaba con la eliminación de predadores, pero los resultados concretos no fueron exactamente iguales. El meta-análisis concluyó que el tamaño de la población post-reproductora aumentaba.

El meta-análisis de 20 estudios publicados (Côté y Sutherland 1997) mostró que la eliminación de predadores tuvo un efecto positivo y amplio sobre la tasa de eclosión, que fue un 75% superior al de las áreas control y produjo un aumento significativo en la población después de la reproducción (es decir, en otoño), aunque no se detectó un impacto significativo en el tamaño de la población reproductora al año siguiente.

La revisión sistemática realizada por Smith et al. (2010) concluyó que la eliminación de predadores tendía a mejorar el éxito reproductivo (la tasa de eclosión y la tasa de vuelo) y además aumentaba el tamaño de la población reproductora al año siguiente. En las zonas continentales –pero no en las islas-, la eliminación de predadores también tendía a aumentar el tamaño de la población post-reproductora. El que los predadores fueran o no nativos, el tamaño de población de las especies presa, y el que éstas fueran o no migratorias o especies cinegéticas no afectaba la respuesta a la eliminación de los depredadores. De los 175 estudios revisados en profundidad por Smith et al. (2010), tres artículos relacionados con urogallos cumplían los requisitos científicos exigidos por los autores. Fueron los estudios de Marcström et al. (1988) en Suecia y los de Baines et al. (2004) y Summers et al. (2004) en Escocia. Más adelante hablamos de ellos.

Mustin et al. (2010) realizaron también una amplia revisión sobre el efecto del control de predadores sobre sus presas. Concluyen que su eficacia varía

dependiendo de la población y de las variables ecológicas. Para alcanzar la máxima eficacia, el control de depredadores tiene que realizarse junto con la gestión del hábitat y/o tiene que ser muy intenso, eliminando si es posible a todos los depredadores potenciales de las especies presa, realizarlo en extensas áreas y en particular en años o en circunstancias en los que el impacto de la depredación sea mayor por diferentes causas (meteorológicas, por falta de presas alternativas, etc.). Estas limitaciones, junto con el rechazo del público, explican en parte por qué el control de depredadores es raro en Norteamérica. La revisión de estudios revela que el control de predadores produce a veces efectos positivos sobre las presas y otras no, dependiendo del tipo y alcance del control ejercido.

2 EL UROGALLO Y LA DEPREDACIÓN. RESUMEN DE CONOCIMIENTOS

2.1 Los depredadores del urogallo

Como ha subrayado Rodríguez-Muñoz (2011) en su revisión sobre el urogallo, hay una gran falta de conocimiento científico sobre la depredación de urogallos en España, existiendo sólo datos circunstanciales. Se conocen referencias sobre la depredación por águila real (*Aquila chrysaetos*) y azor (*Accipiter gentilis*) en la cordillera Cantábrica (Noval 1975; Fernández *et al.* 1992), mientras que la depredación de nidos, pollos y adultos por jabalíes y pequeños o medianos carnívoros aparece reflejada entre las causas de mortalidad de esta especie (Robles *et al.* 2006), aunque siempre de modo genérico. En los Pirineos se citan como depredadores más importantes la marta (*Martes martes*), el zorro (*Vulpes vulpes*), el águila real (*Aquila chrysaetos*) y el azor (*Accipiter gentilis*) (Ménoni *et al.* 1991).

En el proyecto Life Urogallo Cantábrico se han hecho estudios en Cantabria y el norte de León con nidos artificiales de gallina en áreas donde hay o ha habido hasta no hace mucho urogallos (véase más adelante). En los 39 nidos depredados en los que se identificó inequívocamente al responsable, el principal depredador fue la marta (61,5% de los casos), seguida del zorro (30,8%), el jabalí (5,1%) y córvidos (2,6%). En la depredación de las puestas en la cordillera Cantábrica, los mamíferos son mucho más importantes que las aves. En el Pirineo leridano, parece que las garduñas (*Martes foina*) representan el papel de las martas en la cordillera (Fernández-Olalla 2011).

Obeso (2003) comparó la abundancia de depredadores entre zonas con urogallos y zonas en las que se han extinguido recientemente, no encontrando diferencias entre ambas. No se dispone de información alguna sobre la evolución de la densidad de depredadores a lo largo del tiempo.

Poco conocemos sobre los predadores de los pollos en España, pero en Noruega predominaron las martas (los zorros habían sufrido un gran declive por la sarna) y los gavilanes causaron al menos el 25% de la mortalidad (Wege y Kastalen 2007). En la cordillera Cantábrica y los Pirineos parece que azores y gavilanes podrían tener también un papel destacado (L. Robles y E. Ménoni, com. pers.), aunque no hay datos cuantitativos a este respecto.

En Escocia, se han realizado importantes estudios para dilucidar el papel de los depredadores sobre el éxito reproductor del urogallo. Un estudio realizado en 14 bosques con urogallo encontró una correlación negativa del éxito de cría del urogallo con los índices de abundancia de zorros y cornejas pero no con los de marta (Baines et al. 2004). Los autores recomendaron el control de cornejas y zorros para recuperar los urogallos, e incluso sugirieron que la reducción del zorro podría hacer aumentar las densidades de martas.

Un estudio en Abernethy Forest, donde las martas son muy abundantes localmente, reveló que el 39% de los nidos de urogallo fueron depredados (el 33% por las martas); este nivel de pérdida de nidos estaba en las cifras medias de otros estudios de Escocia y otras partes de Europa (Summers et al. 2009).

Otra investigación sobre el impacto de varios depredadores sobre el urogallo en los bosques en el noreste de Escocia (Baines et al. 2011a) confirmó que los indicios de martas eran más abundantes que en 1995. Sin embargo, no se encontró relación entre la abundancia de martas y cualquiera de las tres medidas de éxito reproductivo urogallo. Al mismo tiempo, un análisis multivariante de datos sobre tamaño de puesta a largo plazo (Baines et al. 2011b) confirmó que el éxito de cría está fuertemente influido por el clima. Pero cuando los efectos del clima y las variables de los depredadores se consideran en conjunto, algunas medidas del éxito reproductor del urogallo se correlacionaron negativamente con un índice de abundancia de martas.

Sin embargo otro estudio realizado entre 2009 y 2013, detectó que los índices de abundancia de marta habían aumentado de forma notable y encontró una correlación negativa a nivel de bosque entre la productividad del urogallo y el índice de abundancia de martas (Summers et al. 2015).

2.2 Estudios de control de predadores

La forma más convincente de mostrar el efecto de los depredadores sobre las tetraónidas es eliminándolos de forma experimental. Si los predadores limitan realmente a sus presas, su eliminación debería ir seguida de un incremento de las presas. Uno de los mejores estudios de este tipo se realizó en dos islas cubiertas de bosque en el norte de Suecia (Marcström et al. 1988). Las islas eran lo suficientemente grandes para sostener a varias especies de mamíferos depredadores, pero estaban lo suficientemente cerca del continente como para permitir que estos entraran y salieran en invierno a través del mar helado. En una

isla, se eliminaron los carnívoros (zorros y martas), y en la otra se respetaron. Tras cinco años, se realizó el tratamiento inverso (se mantuvieron los carnívoros en la primera isla y se eliminaron de la segunda) y se mantuvo cuatro años más, con lo que el estudio de campo duró 9 años. Los efectos de los tratamientos se midieron en cuatro especies de tetraónidas, pero sobre todo en el urogallo y en el gallo lira. En las islas donde se eliminaron los predadores, se produjeron más jóvenes de tetraónidas y posteriormente el número de reproductores fue también mayor. La conclusión es que los carnívoros limitaban tanto el éxito reproductor como el número de adultos reproductores de dichas tetraónidas.

En estas islas –igual que en la parte continental- los depredadores se alimentaban sobre todo de roedores y solo de forma secundaria de tetraónidas. Donde se mantuvieron los carnívoros el éxito reproductor de las tetraónidas estaba correlacionado con la abundancia de topillos, ya que la mayoría de los pollos se produjeron en la fase más alta del ciclo de aquellos. Pero cuando se eliminaron los predadores, esta relación desapareció. Este resultado parece indicar que los predadores se centran más en las tetraónidas cuando los topillos escasean, y confirmó que la predación es la principal responsable de la sincronía entre la abundancia de tetraónidas y la de topillos.

Sin embargo, la eliminación de zorros y martas no tuvo un efecto significativo en la abundancia de topillos en los ciclos de cuatro años, lo que sugiere que los predadores no son responsables del ciclo de los topillos.

Además de los estudios experimentales, los eventos naturales esporádicos que afectaban a los predadores han revelado el impacto que ejercen sobre sus presas. Por ejemplo, una epizootia de sarna en los zorros que comenzó a finales de los 70 en Suecia y duró unos 10 años redujo sustancialmente sus poblaciones. Las densidades de aves reproductoras y post-reproductoras aumentaron, incluyendo las de urogallo, gallo lira y grévol, para disminuir de nuevo cuando la enfermedad de los zorros remitió. Las tetraónidas volvieron a sus densidades originales. Además, durante el periodo de sarna, las tetraónidas dejaron de mostrar fluctuaciones acompasadas a las de los topillos, lo que aportó una prueba más de que la predación por zorros puede limitar las densidades de tetraónidas en Suecia y de que este factor es el causante de los ciclos de 3-5 años que éstas muestran en Escandinavia (Lindström et al. 1994).

Kauhala et al. (2000) estudiaron el impacto del control de depredadores sobre el éxito reproductor y la densidad de población de cuatro tetraónidas (urogallo,

gallo lira, grévol y lagópodo escandinavo *L. lagopus*) en Finlandia meridional y septentrional. En las áreas de control de depredadores, se redujeron con eficacia los pequeños y medianos carnívoros (zorros, perros mapache, martas y armiños), mientras que en las zonas de protección se prohibió su caza. El éxito reproductor de las tetraónidas, medido por la proporción jóvenes/ adultos, disminuyó en el área de protección de depredadores en el norte de Finlandia durante la fase baja del ciclo de los topillos.

Sin embargo, a pesar de la disminución de los topillos, el éxito reproductor de las tetraónidas no se redujo en la zona de control de predadores. La tasa de eclosión durante el experimento fue significativamente mayor en las áreas de control de predadores que en las zonas donde fueron protegidos, tanto en el sur como en el norte de Finlandia. El control de predadores, por tanto, mejoró el éxito reproductor de las tetraónidas, pero el impacto sobre las poblaciones de adultos no fue tan evidente.

En Escocia se ha realizado una campaña de control de depredadores que tuvo un éxito temporal. Baines et al. (2004) y Summers et al. (2004) demostraron que el urogallo criaba mejor en un bosque escocés después de eliminar la mayoría de las cornejas y algunos zorros. No se encontró correlación entre los índices de abundancia de martas y el éxito reproductor del urogallo. Los urogallos criaron más pollos en los bosques con más arándanos y menos depredadores. Para mejorar el éxito reproductor del urogallo los autores recomendaron una gestión del hábitat que consiga por lo menos un 15-20% de cobertura de arándanos y el control legal de cornejas y zorros.

Los autores hicieron una campaña de control de cornejas y zorros entre 1992 y 1996 y compararon la productividad (pollos/ hembra) de los urogallos entre los bosques con y sin control de depredadores. Durante el periodo con control de depredadores en Abernethy, el número de cornejas reproductoras se redujo de 10 parejas a una. El intento de reducir los zorros no tuvo éxito, ya que sólo se pudo matar a unos pocos adultos, y ni el número de excrementos ni el de madrigueras disminuyeron significativamente.

La productividad de los urogallos fue baja (<1 pollo por hembra) durante 1989-1993 y 1997-1999, pero aumentó durante el periodo de control de predadores entre 1994 y 1996. En comparación con otros nueve bosques de Escocia, los cambios en la productividad del urogallo en Abernethy fueron diferentes. En Abernethy, la productividad estuvo negativamente correlacionada con las

precipitaciones en junio y con la tasa de depredación por cornejas de nidos artificiales. En resumen, los urogallos fueron más productivos cuando las bajas precipitaciones coincidieron con la escasez de cornejas.

Quizá lo más llamativo de estos estudios es que los urogallos mejoraron su éxito reproductor después de que se redujera significativamente solo el número de cornejas. En esencia, los zorros apenas se redujeron y los otros depredadores no se tocaron. Este experimento contrasta con otros realizados en los que un somero control de depredadores no mejora significativamente el éxito reproductor de las aves (Mustin et al. 2010, Salo et al. 2010).

2.3 Depredación de urogallos y fragmentación del hábitat

La conexión entre la fragmentación del hábitat y el aumento de la depredación en el urogallo y otras tetraónidas está bien constatada, sobre todo en Fenoscandia. Allí, los zorros (Kurki et al. 1998; Wegge et al. 2012) y las cornejas (Andrén 1992) se hacen más abundantes al aumentar la fragmentación, aunque la relación parece ser menos clara en el caso de la marta (Kurki et al. 1998).

La marta puede aumentar algo con niveles bajos de fragmentación -siempre y cuando se mantenga la conectividad del hábitat- si las áreas desarboladas son lo suficientemente pequeñas para permitir sus movimientos y lo suficientemente grandes para favorecer densidades elevadas de micromamíferos (Hargis et al. 1999). Summers et al. (2015) subraya que las martas aumentan en zonas con mayor fragmentación (hay más hierba y más *Microtus*) hasta cierto nivel y luego vuelven a disminuir.

La mayor abundancia de depredadores generalistas en estos paisajes forestales fragmentados entra en conflicto directo con el urogallo (Kurki et al. 1997, 2000; Wegge et al. 2012). Mientras el aumento de zorros y cornejas suele elevar la depredación sobre el urogallo y otras aves que anidan en el suelo (Henttonen 1989, Rolstad y Wegge 1989, Summers et al. 2004), las pruebas en el caso de las martas son más débiles (Kurki et al. 1998, Smedshaug et al. 1999, Baines et al. 2004). De hecho, se ha sugerido que el control de los zorros con medios legales podría beneficiar a las martas (Baines et al. 2004), ya que éstas suelen aumentar al reducirse la competencia y la depredación directa que los zorros le causan (Smedshaug et al. 1999).

La forma en que la fragmentación del bosque podría aumentar la depredación de las aves que anidan en el suelo se ha demostrado experimentalmente usando nidos artificiales (Andrén et al. 1985; Huhta, Mappes y Jokimaki 1996).

Otra prueba, a partir de los censos de fauna en Finlandia, mostró que la proporción de grévoles con pollos en agosto se correlacionó negativamente con el grado de fragmentación de los bosques (Kurki y Linden 1995; Kurki et al. 1997). La fragmentación de los bosques noruegos se ha asociado con un aumento en la depredación sobre las puestas y los pollos (Wegge y Grasaas 1977; Storaas y Wegge 1987).

Dado el pequeño tamaño y la alta fragmentación de muchos bosques europeos y el aumento de los depredadores, es posible que los depredadores generalistas tengan un impacto mayor en la cría del urogallo. Los estudios de Jacquin et al. (2005) en el Pirineo francés subrayan también la importancia de resolver la fragmentación del hábitat para ayudar en la conservación del urogallo.

En relación con la degradación del hábitat, en España, Bañuelos y Obeso (2003) afirman que la reducción de la altura de las plantas de arándano por el ramoneo excesivo de los ciervos puede quitar refugio (además de alimento) a los urogallos en el periodo de incubación, haciéndolos más vulnerables a los predadores. Por eso, un ramoneo excesivo puede reducir el éxito reproductor del urogallo (Storch 1993). En este caso, la causa próxima de la mortalidad es la predación, pero la causa última es el sobrepastoreo por ciervos.

2.4 Relaciones entre la predación sobre el urogallo y las precipitaciones en junio

La relación entre la meteorología y la productividad de los urogallos fue detectada en Escocia en la década de los 80. En concreto, se sabe desde hace décadas que las abundantes precipitaciones en junio –cuando los pollos de urogallo son muy pequeños- tiene un efecto negativo sobre el éxito reproductor (Moss 1985, Summers et al. 2004). Puesto que hay una tendencia en gran Europa a tener meses de junio más lluviosos, se ha ligado el declive global del urogallo al cambio climático.

Aunque no hay estudios definitivos que relacionen la disminución del urogallo con el cambio climático, tal relación sí se ha obtenido con el gallo lira. En Finlandia, Ludwig et al. (2006), utilizando datos recogidos desde principios de la década de los 60, demostraron que el cambio climático asimétrico (un adelanto de la primavera que no va seguido del adelanto del verano) explica la baja productividad de la especie, su declive poblacional y el cese de los ciclos que se habían venido observando hasta los años 80. Los autores encuentran que el aumento de las temperaturas en primavera induce un adelanto en la puesta y eclosión de los huevos; sin embargo, el verano no se adelanta, por lo que los pollos recién nacidos deben afrontar condiciones de frío y lluvia que generan una gran mortalidad.

Pero se ha comprobado que existe una relación muy estrecha entre la mortalidad por depredación de los pollos de urogallo –responsable de la baja productividad que caracteriza las poblaciones en declive- y los factores meteorológicos. Baines et al. (2011b) sugieren que los efectos de la depredación pueden no ser mutuamente excluyentes con los del cambio climático por sí solo, sino que podrían actuar de forma sinérgica exacerbando el fallo reproductor y el declive posterior de las poblaciones. Los datos sugieren que el aumento de zorros y martas en los bosques de Escocia, junto con la presencia continua de cornejas y los cambios meteorológicos están asociados de forma significativa con la reducción del éxito reproductor del urogallo, del tamaño de la población posterior y, posiblemente, del área de distribución.

Han sido Wege y Kastalen (2007) quienes han aportado las evidencias más claras de la relación entre la predación en los pollos de urogallo en su primer mes de vida y el mal tiempo. Los autores radiomarcaron con pequeños transmisores a 115 pollitos de urogallo recién nacidos de 29 polladas diferentes durante tres años en el sureste de Noruega.

Además de conocer las causas de mortalidad de los pollos, tomaron datos muy detallados sobre la abundancia de topillos, la abundancia de los insectos y larvas que constituyen el alimento de los pollitos de urogallo y los parámetros meteorológicos. El 57% de los pollos murieron durante el primer mes, sobre todo en las tres primeras semanas, cuando dependen de la madre para termorregularse, comen casi solo insectos y vuelan torpemente. La predación

causó el 90% de las pérdidas en los pollos, y fue por tanto la causa próxima más importante de mortalidad.

Sólo el 7% de las pérdidas fueron causadas directamente por el mal tiempo, en todos los casos en los primeros días de vida. Sin embargo, ya que la mayoría de las pérdidas por depredación se produjeron inmediatamente después de intensas lluvias, es casi seguro que el tiempo adverso predispuso a los pollos a la depredación por carnívoros. La mayoría de los pollos fueron muertos por martas (la sarna había reducido enormemente la población de zorros, lo que explica su discreto papel como depredador en este estudio).

Los gavilanes fueron responsables al menos del 25% de la depredación. La mortalidad de los pollos en el primer mes varió enormemente en los tres años del estudio, desde el 29% al 83%. La mortalidad más alta se produjo en el año que tuvo un mes de junio especialmente frío y lluvioso. En ese año precisamente se registraron la mayor abundancia de topillos y de los insectos y larvas que constituyen el alimento de los pollos.

Por tanto, los resultados de este estudio demuestran el estrecho vínculo existente entre depredación (la causa próxima de la mortalidad) y mal tiempo en junio (la causa última) y su influencia en la supervivencia de los pollos en su primer mes de vida.

2.5 Principales depredadores del urogallo: el zorro y la marta

El urogallo tiene una nutrida colección de depredadores, como veremos más adelante. Pero el zorro (*Vulpes vulpes*) y la marta (*Martes martes*) constituyen las especies más importantes. Ambos lideran la destrucción de nidadas, como se ha comprobado en los experimentos con nidos artificiales desarrollados en el proyecto LIFE+ en Castilla y León y Cantabria, que veremos más adelante. Además, son los principales depredadores de los pollos (Wege y Kastalen 2007). Otras especies de rapaces, como el azor y el gavilán, son también reputados cazadores de pollos de urogallo (Wege y Kastalen 2007, Luis Robles, comunicación personal) pero son especies protegidas que no se consideran en las campañas de control de depredadores. Nos centraremos en describir aspectos importantes de la dinámica de población de zorros y martas que puedan ser de

utilidad para diseñar las campañas de control y para comprender por qué estas no funcionan en la mayoría de los casos.

El zorro

La mayor autoridad sobre la dinámica poblacional del zorro es el biólogo británico Stephen Harris, de la Universidad de Bristol, que lleva estudiando a la especie desde 1977. Tras la histeria colectiva desatada por el ataque de un zorro a un bebé en Londres, Harris (2013) publicó un artículo en *New Scientist* titulado “El control de zorros urbanos simplemente no funciona”. Y lo mismo se puede decir del control de los zorros que viven en el campo: no funciona, tal como ha demostrado el equipo de la Universidad de Bristol tras décadas de estudio.

Aunque la mortalidad del zorro está producida en su mayor parte por el hombre, ya sea a causa de los atropellos o de la caza (Reynolds et al. 1993; Pye-Smith 1997; Heydon y Reynolds 2000), las evidencias indican que el control del zorro tiene en el mejor de los casos un efecto local y pasajero (Ross y Harris 2011).

La mayoría de los zorros son cazados en invierno. Dos estudios realizados en Gran Bretaña han cuantificado el impacto del control invierno sobre las poblaciones reproductoras de primavera, uno en Escocia y el otro en los bosques de coníferas de Gales. Ambos concluyeron que donde se mataron más zorros en invierno las poblaciones en primavera tendían a ser mayores (Hewson 1986; Baker y Harris 2006). Por tanto, los estudios sugieren que en algunos casos, el control de los zorros puede ser incluso contraproducente, y que la reducción de las poblaciones residentes puede atraer a un mayor número de inmigrantes. Estos efectos se deben a que los zorros son territoriales, y las familias mantienen áreas de campeo específicas.

Ross y Harris (2011) describen claramente el proceso: el tamaño de las poblaciones de zorros está regulado por el número de territorios disponibles (Rushton et al. 2006), y aunque es posible eliminar zorros de un territorio no lo es eliminar los territorios propiamente dichos; esto significa que el espacio liberado (territorio) es ocupado rápidamente por subadultos dispersantes que están buscando un lugar donde establecerse. Incluso en los casos excepcionales en los que el control logra una reducción detectable de la población, la presión necesaria para mantener un control duradero del zorro a escala de paisaje resultará impracticable (Baker et al. 2002; Rushton et al. 2006).

Estos hechos biológicos hacen que el aumento en las poblaciones de zorros sea poco probable y que su reducción permanente sea extremadamente difícil (Ross y Harris 2011). La autorregulación de las poblaciones de zorros está respaldada por resultados empíricos recogidos en Gran Bretaña. Por ejemplo, cuando la caza con perros se prohibió tras un brote de fiebre aftosa en 2001, no hubo un aumento detectable en el número de zorros entre 1999/2000 y 2002 en ocho de las nueve regiones continentales de Gran Bretaña estudiadas (Baker et al. 2002; Baker et al. 2003).

Las estimaciones proporcionadas por Baker et al. (2002) de 258 000 zorros adultos coincidían notablemente con las de Macdonald et al. (1981) veinte años antes (252 000 adultos) y las de Harris et al. (1995) de 240 000 adultos. Estos estudios muestran que en Gran Bretaña no ha habido aumentos o disminuciones detectables en el número de zorros en décadas (Ross y Harris 2011).

Baker y Harris (2006) describen con cierto detalle por qué el control de los zorros no funciona en un estudio realizado en Gales. Allí, antes de 2004, se promovía el control masivo de zorros en otoño usando prácticamente cualquier medio menos el veneno. En esencia, aproximadamente entre el 60 y el 80% de una población de zorros tendría que ser eliminada cada año para limitar realmente su crecimiento (Hone 1999; Harding et al., 2001), cifras que equivalen aproximadamente al nivel de productividad anual. Los bosques del estudio de Baker y Harris (2006) tenían un tamaño medio de 21 km². Suponiendo territorios medios de 5,2 km² (O'Mahoney et al. 1999), un tamaño medio de grupo de dos adultos (Lloyd 1980) y seis cachorros (Heydon y Reynolds 2000), cada bosque contendría como máximo unos 32 zorros antes del control de otoño, suponiendo una mortalidad nula de adultos y juveniles desde la primavera.

Pero en las campañas de control, se cazaron 56 zorros de media en cada bosque, es decir, casi el doble de animales de los que podían vivir. Este hecho solo es posible gracias a la inmigración de zorros de áreas vecinas. Pues bien, aun así el programa de control se tradujo en un cambio insignificante en la densidad de zorros.

En un reciente artículo, los miembros del equipo de Harris describen los mecanismos de comportamiento implicados en este proceso. Tras un rápido declive de la población causado por un brote de sarna que causó una elevada mortalidad de zorros, los autores observaron cambios muy rápidos en el comportamiento territorial de los supervivientes (Potts et al. 2013).

Estos, ante la perspectiva de un territorio vacío en la vecindad –que detectaban por la ausencia de marcaje fresco y de señales de actividad- multiplicaron su velocidad de desplazamiento 2,5 veces y los movimientos en los bordes del territorio 8 veces, ocupando por fin el territorio vacío unos 5 días después de la muerte de su propietario.

Estas razones son las responsables de que en muchas campañas de control de predadores para mejorar la reproducción del urogallo no se logre reducir visiblemente las poblaciones de zorros (Baines et al. 2004; Summers et al. 2004; Fernández-Olalla 2011).

Las densidades de zorros pueden ser muy variables, pero la densidad media en grandes áreas suele ser de 1 zorro/km². En Gran Bretaña (unos 230.000 km² de superficie) se han estimado poblaciones de 252.000 (Macdonald et al. 1981), 240.000 (Harris et al. 1995) y 258.000 zorros adultos (Baker et al. 2002), lo que representa aproximadamente una densidad media de 1 zorro adulto/km². En la zona del urogallo, que incluye medios de montaña con menor productividad, podemos aventurar que la densidad sería la mitad de la media (0,5 zorros/ km²).

La marta

No existen ni de lejos tantos estudios sobre la marta como sobre el zorro, por lo que el grado de conocimiento es mucho menor. La información conocida en España ha sido sintetizada por Barja (2008).

Al contrario que el zorro, la marta en España tiene una distribución restringida al norte peninsular (más las islas de Mallorca y Menorca, donde fue introducida hace varios siglos), y –sin ser rara- no es una especie particularmente abundante. En el Atlas y Libro Rojo de Mamíferos está catalogada en la categoría Preocupación Menor (Palomo et al. 2007). La marta está protegida, ya que no se encuentra en la lista de especies cinegéticas.

La marta coincide con la garduña (*Martes foina*) en su área de distribución. En teoría, la marta ocupa las zonas forestales bien conservadas y alejadas de las molestias humanas, mientras que la garduña es desplazada a zonas más humanizadas y peor conservadas (Delibes 1983; Rosellini et al. 2008). Por este motivo, la marta tiene un papel mucho más importante que la garduña como depredador del urogallo.

Summers et al. (2009) grabaron en vídeo nueve casos de depredación de nidos por martas en Escocia. El saqueo de los huevos se produjo siempre de noche (entre las 20:22 y las 04:43), y en todos los casos la hembra de urogallo que estaba incubando lo abandonó pocos segundos antes de que apareciera la marta. Una vez, la marta saltó al otro lado del nido intentando, sin éxito, coger a la hembra que huía.

En ocho casos observados con todo detalle, las martas retiraron los huevos de uno en uno con la boca. El intervalo medio entre visitas fue de 5,2 minutos y la marta regresó siempre al nido vacío para una última inspección. El proceso completo duró 36 minutos de media. Posteriormente, los investigadores no encontraron huevos o cáscaras en un radio de 50 m alrededor de los nidos.

En Álava, las áreas de campeo de tres machos midieron entre 120 y 150 ha y las de dos hembras, 90 y 110 ha (Berdión-Grados 2005). Las áreas de campeo de los machos y hembras se solaparon casi en su totalidad, mientras que en dos machos hubo un cierto solapamiento (Berdión-Grados, 2005).

En otras localidades, las áreas de campeo son de similar tamaño. En Polonia, 223 y 149 ha para machos y hembras, respectivamente (Zalewski et al. 1995); en Suiza, 970 y 290 ha (Marchesi 1989); en el noreste de Francia, 376 y 164 ha (Mergéy 2007); en el Pirineo francés, 64 y 90 ha (nótese que aquí las hembras mostraron, excepcionalmente, mayores áreas de campeo que los machos) (Dubrez 2008); y en Irlanda, 151 y 90 ha para machos y hembras (O'Mahoney 2014).

Las martas suelen vivir en densidades menores a las de los zorros. En Irlanda, O'Mahoney et al. (2015) estimaron densidades de 0,53 martas/ km² de hábitat forestal usando análisis genético de pelos. Manzo et al. (2011) estimaron 0,34 martas /km² en el centro de Italia usando cámaras trampa. En el Parque Nacional de Bialowieza (Polonia), Zalewski et al. (2004) estimaron densidades de entre 0,36 y 0,76/ km² entre 1985 y 1993, y atribuyeron esta variabilidad a las fluctuaciones estacionales y periódicas en sus presas.

Igualmente, en Suiza, Marchesi (1989) encontró que las densidades de martas variaban entre 0,1 y 0,8 km². Zalewski y Jędrzejewski (2006) también recogieron información de otros 14 estudios de abundancia de martas realizados en 31 puntos distintos de Europa a latitudes que variaban entre 41° y 68° N, en estudios de seguimientos de rastros en la nieve (snow tracking). Las densidades variaron

entre 0,01 y 0,87 martas/ km², la media fue 0,2 y la mediana 0,07 martas/ km². Las cifras tan bajas se pueden explicar porque la mayoría de los estudios procedían del noreste de Europa, de medios muy continentales con productividad menor. Zalewski y Jędrzejewski (2006) notan una tendencia a que las densidades aumenten hacia el sur y el oeste europeos, por lo que habría que pensar que en España estarían en los límites superiores del rango. Daragon (2009), en un informe del Servicio Técnico de Chasseurs de France (que posteriormente no ha sido publicado en una revista profesional), estima entre 1,6 y 2,4 martas/ km², las densidades más altas de la especie.

En los trabajos del proyecto LIFE+ Urogallo cantábrico de control de predadores en la cordillera Cantábrica y en los que se han realizado en los Pirineos (Fernández-Olalla 2011), las martas son capturadas en jaulas trampa y translocadas a lugares alejados de donde se supone que no van a volver a su zona de origen.

Para saber si esta técnica es eficaz, habría que preguntarse cuánto dura el vacío que ha dejado la eliminación de la marta, es decir, cuánto tarda una marta vecina en reocupar el territorio. Aunque no tenemos tantos datos como el caso de los zorros, los huecos dejados por las martas capturadas y trasladadas a otra zona también son ocupados por martas vecinas o por ejemplares dispersantes a la búsqueda de nuevos territorios.

Se supone que este proceso será tanto más rápido cuanto más saturada esté la zona de martas y cuanto mejor sea la calidad del hábitat. Un ejemplo evidente de que esto es así se ha producido dentro del proyecto LIFE +en las acciones de control de predadores realizadas por la Junta de Castilla y León en el Parque Regional de los Picos de Europa (León) para proteger a las gallinas criadas en cautividad cuando fueron trasladadas en el recinto de suelta. En estas acciones, en 62 días de trampeo en cajas-trampa se capturaron 8 martas en una superficie de 70 ha.

Esto representa una densidad superior a 11 martas/ km², es decir casi 5 veces mayor a la densidad más alta de martas que se ha estimado nunca (2,4 martas/km² en los Pirineos franceses, Daragon 2009) y más de 10 veces superior a la densidad más alta publicada en una revista científica (0,87/ km², Zalewski y Jędrzejewski 2006). Obviamente esto solo es posible gracias a la inmigración de martas vecinas a los huecos dejados por las que han sido capturadas.

Lo que no sabemos es cuánto tiempo tardan las martas vecinas en ocupar estos huecos (recordemos que en los zorros la media es de unos cinco días). En cualquier caso, la capacidad de recuperación de la marta no es tan levada como la de los zorros. Es probable que un trampeo intenso de martas logre reducir puntualmente su densidad durante los días o semanas que necesitan los urogallos para terminar la incubación y sacar adelante a los pollos en el primer mes crítico.

Otra cuestión a tener en cuenta es el homing, o la tendencia de los animales translocados a volver al lugar donde vivían. En el caso de los carnívoros hay numerosos ejemplos de homing, lo que hace pensar que es un comportamiento generalizado que puede afectar a cualquier especie.

Por ejemplo, osos negros (*Ursus americanus*) translocados porque causaban conflictos regresaron a su antigua área de distribución a casa después de la translocación (Rogers 1986). Sin embargo, las hembras con cachorros apenas mostraron este comportamiento de homing (Wear 2005).

Dos de cuatro tigres de Amur (*Panthera tigris altaica*) que fueron translocados tras atacar ganado y seres humanos volvieron a la zona donde fueron capturados y tuvieron que ser sacrificados (Goodrich y Miquelle 2005). En algunos casos, lobos translocados (Fritts et al., 1984; Bradley et al. 2005) volvieron a sus áreas de origen, y lo mismo ha ocurrido con mapaches urbanos (Rosatte y MacInnes 1989, O'Donnell y DeNicola 2006) y garduñas (Herr et al. 2008), que fueron trasladadas por resultar conflictivas, que volvieron al hábitat urbano después de ser liberadas a un medio rural. La mejor forma de evitar el homing es soltarlas en un hábitat muy favorable, con bajas densidades de conoespecíficos y lejos del lugar de captura (Mevis 2013).

Y la tercera cuestión a tener en cuenta es el impacto de estas campañas sobre las martas. Aunque el trampeo no sea letal y los animales capturados se suelten en otra zona, es muy probable que su supervivencia se reduzca notablemente al ser trasladadas a un lugar que desconocen, donde probablemente serán mal recibidas por las martas residentes y que se verán obligadas a tener una época de dispersantes o flotantes en la cual los carnívoros sufren la mayor mortalidad de su vida adulta. Linnell et al. (1997) vieron que la supervivencia de los carnívoros translocados es muy pequeña por su tendencia a volver al lugar de captura y recorrer áreas muy extensas, que en los grandes carnívoros se puede medir por centenares de kilómetros.

Sin duda, este tipo de trampeo producirá una mortalidad en las martas pero se desconoce la magnitud. Es posible que estas campañas de trampeo a pequeña escala tengan en realidad un impacto pequeño sobre las martas, pero no lo sabemos

Y un último aspecto interesante es la relación entre los zorros y las martas, que ha sido planteado por diversos investigadores de la depredación del urogallo. Fernández-Olalla (2011), a la hora de explicar por qué sus experimentos de control de predadores no reflejaron un aumento obvio del éxito reproductor del urogallo, subraya que la reducción de una única especie de depredador puede relajar la competencia inter-específica por el alimento y la depredación entre especies de depredadores (Korpimaki y Norrdahl 1998). En estos casos, el resto de depredadores puede aumentar su tasa de consumo de la presa y, al menos en parte, compensar las pérdidas que habrían sido causadas por los eliminados. Por ejemplo, los zorros depredan sobre las martas, pero también compiten con ellas por la comida (Lindström et al. 1995; Smedshaug et al. 1999; Overskaug 2000). De hecho, en bosques con control de zorros, Summers et al. (2004) detectaron un incremento en la abundancia de marta y una mayor tasa de depredación de esta especie sobre nidos artificiales de urogallo.

3 ACCIONES DE CONTROL DE PREDADORES DEL PROYECTO LIFE+ UROGALLO CANTÁBRICO Y PROYECTO EN EL PIRINEO LERIDANO

En España, sólo se han realizado acciones de control de predadores en torno al urogallo en dos proyectos: el LIFE+ Urogallo Cantábrico y en un proyecto que se desarrolla en el Pirineo leridano desde 2008 independiente del LIFE+ mencionado, Vamos a tratar los dos proyectos juntos ya que son los únicos existentes en nuestro país. Las acciones de control de predadores del proyecto LIFE+ se han realizado en Castilla y León y en Cantabria.

3.1 Acciones del proyecto LIFE+ en Castilla y León

Aparte de las actividades habituales de caza de zorro y jabalí, hasta junio de 2015, en Castilla y León se han realizado dos tipos de actividad: 1) monitorear nidos artificiales de gallina para detectar a sus predadores y 2) una campaña de control de predadores en los alrededores del cercado de suelta de las hembras de urogallo criadas en cautividad.

Monitoreo de nidos artificiales de gallina

De 6 nidos artificiales de gallina colocados en La Omaña (León) en mayo de 2014, 5 fueron depredados. De ellos, dos por zorro, uno por arrendajo (solo un huevo de 6), uno por zorro y córvidos y uno probablemente por jabalíes (Pinto 2014a). En el Parque Regional de los Picos de Europa (León), fueron depredados 4 de los 5 nidos artificiales colocados en agosto de 2014. De ellos, 3 por marta y uno por zorro (Pinto 2014b).

Control específico de predadores en relación con la suelta de tres hembras de urogallo

En los alrededores del cercado de suelta (Puerto del Pontón- Panderrueda, León) de las hembras de urogallo criadas en cautividad, se hizo una campaña de trampeo de predadores, que se abandonó cuando se abrieron las puertas del cercado. En 62 días, en una superficie de 70 ha, se capturaron en jaulas 8 martas que fueron translocadas a 70 km de distancia. Otras especies capturadas (tejón, gato montés, arrendajo y cuervo) fueron también liberadas. Las hembras de urogallo se llevaron al cercado de suelta el 25 de septiembre de 2014 y se soltaron el 3 de octubre.

Actividades cinegéticas habituales sobre el zorro y el jabalí

Se desarrollaron en las Reservas de Caza de Riaño, Mampodre y Ancares (todas en León). En la zona de influencia del área de suelta de las gallinas criadas en cautividad (Sajambre, Valdeón, Retuerto y Vegacerneja), se cazaron 17 zorros en la temporada 2013-14.

3.2 Acciones del proyecto LIFE+ en Cantabria

En Cantabria, en 2013 y 2014, se han estudiado los predadores que están presentes en la zona potencial de urogallo. Se ha realizado un seguimiento de la depredación sobre nidos artificiales de gallina, se ha hecho control de predadores cazando zorros y trampeando martas y cornejas y se ha medido el efecto del control sobre la abundancia de martas y sobre la depredación de nidos artificiales de gallina. Los datos proceden de los informes del Gobierno de Cantabria redactados por Simal y Herrero (2013) y García et al. (2014) y por comunicaciones personales de Elena Álvarez.

Predadores presentes en la zona de urogallo

En Cantabria, en 2013, los resultados del fototrampeo son: 188 martas, o garduñas, 18 zorros y 2 jabalíes, además de ejemplares de otras especies, como 7 tejones y 11 gatos monteses. En los transectos de indicios se recogen 109 excrementos de zorro y 34 de marta (además de 46 de tejón, 13 de gato y 1 de *Mustela* sp.). Es reseñable que la relación martas/ zorros se invierte cuando los datos proceden de cámaras o de excrementos.

Depredación de nidos artificiales

En Cantabria en 2014, se constataron con cámaras automáticas 31 casos de depredación de huevos de gallina colocados de forma experimental en la zona potencial de urogallo. Las martas protagonizaron el 68%, los zorros el 26% y los jabalíes el 6% de los casos de depredación. Otras especies visitaron los huevos sin tocarlos: arrendajo, gato montés, oso pardo, jineta y ardilla.

Resultados del control de predadores

En 2013, en Cantabria capturaron y translocaron 6 martas: 3 en Polaciones, 2 en Vega de Liébana y una en Tresviso. Además, los Agentes de Medio Natural mataron 3 zorros en Polaciones.

En 2014, se mataron 7 zorros (5 en Camaleño, uno en Polaciones y uno en Vega de Liébana); se capturó una corneja en Vega de Liébana; y se trampearon y

translocaron 11 martas (9 machos y 2 hembras): 4 en Tresviso, 4 en Camaleño, 2 en Vega de Liébana y una en Polaciones.

En 2015, los datos provisionales hasta el 10 de julio son 3 zorros muertos y 8 martas capturadas: 3 en Tresviso, 3 en Camaleño, una en Vega de Liébana y una en Polaciones

Efecto del trampeo sobre los zorros

En Cantabria, en 2013 no se cazaron zorros y en 2014 no se midió el efecto de su caza sobre la población.

Efecto del trampeo sobre las martas

Las zonas de trabajo donde se ha efectuado el trampeo miden 650 hectáreas de media por lo que, si asumimos una densidad de 1,6 martas/100 ha, habría unas 10 martas por zona de trampeo.

En 2014 se produjo una reducción del índice de abundancia de marta (nº de fotos obtenidas/ días de cámara) en todas las zonas analizadas (en Polaciones no se midió por problemas con las cámaras) (tabla 1).

Zona	Nº martas trampeadas	Índice abundancia pretrampeo	Índice abundancia postrampeo
Polaciones	1	-	-
V. de Liébana	2	0,5412	0,0471
Camaleño	4	0,3514	0,1529
Tresviso	4	0,2824	0,1176

Tabla 1. Índice de abundancia de martas (nº fotos/ nº días cámara activa) en Cantabria antes y después del trampeo y translocación.

Efecto del control de predadores sobre nidos artificiales

En Cantabria en 2014, la eliminación de 7 zorros y la translocación de 11 martas no se ha traducido en una menor tasa de depredación de nidos artificiales (90% antes del control y 85% después), ni en un cambio en la frecuencia de las especies que los depredan (61% por martas antes del control y 59% después).

3.3 El programa de control de predadores del Pirineo leridano

Aunque se ha realizado fuera del proyecto LIFE+ Urogallo cantábrico, el único trabajo del que tenemos información en España sobre control de depredadores en zona de urogallo es el realizado en el Pirineo leridano, publicado por Mariana Fernández-Olalla (2011) en su tesis doctoral. En este programa, los carnívoros son trampeados con jaulas de vivo y translocados fuera de la zona de estudio (solo los zorros son sacrificados). La autora estudió el efecto del control de depredadores desde 2008 a 2010 en el éxito reproductor del urogallo, que se ha seguido desde 1993, muchos antes de que empezara el programa. Según los resultados publicados en su tesis, no se encontró un efecto del control sobre la abundancia relativa del zorro.

Sí se notó una disminución de los índices de abundancia marta/garduña; aunque las poblaciones se recuperaron pronto, se redujeron temporalmente los índices de abundancia de los mustélidos en la época crítica de cría del urogallo. Finalmente, no se detectó un efecto estadísticamente significativo del control de los depredadores sobre el éxito reproductor del urogallo. La autora subraya que se frenó la tendencia regresiva que el éxito reproductor mostraba en la zona de tratamiento desde el año 1993, y en agosto se detectaron los grupos de volantones más grandes de todos los registros del Pirineo catalán, pero el análisis estadístico no permitió apoyar ni rechazar la existencia de un efecto del control de depredadores sobre el éxito reproductor del urogallo.

Como reconoce Fernández-Olalla (2011), el éxito reproductor del urogallo varía mucho entre años y zonas, y algunos factores –como las condiciones climáticas– pueden interactuar con los efectos de la depredación haciendo muy difícil obtener conclusiones claras.

Tras la realización de esta tesis, el proyecto de control de depredadores en el Pirineo leridano ha continuado, y recientemente ha aparecido un artículo de Moreno-Opo et al. (2015) en la revista PLoS ONE. Los autores hicieron un experimento de eliminación de medianos carnívoros –sobre todo, garduña y marta (*Martes* spp.) y zorro– entre 2008 y 2013 y compararon sus datos con los de una zona testigo donde no se tocaron los depredadores. Los resultados mostraron que no hubo descenso en la ocupación (dynamic site occupancy) en los zorros, pero sí en *Martes* spp.

Sin embargo, este descenso fue pequeño, como se puede observar en la Fig. 2 A de la publicación. Además, la reducción de garduñas y martas se constató solo durante el periodo de control de predadores y durante el siguiente trimestre; en el segundo trimestre después del control, el descenso ya no era detectable. En la zona con control de predadores, el éxito de cría aumentó y el número de volantones por hembra (0,57) se duplicó con respecto a la zona testigo (0,28), aunque continuó en cifras muy bajas. Las tasas de depredación de urogallos descendieron y la supervivencia de los adultos aparentemente fue mayor en la zona de control de predadores, pero los resultados no fueron concluyentes.

Sin embargo, los autores subrayan que la dedicación y el coste económico de estas acciones son muy elevadas, y eso considerando que el área de control de predadores solo tenía 10 km² y que –por motivos legales y de conservación- no se han controlado rapaces. El realizar un tratamiento similar a escala poblacional exigiría un esfuerzo constante en áreas inmensas, lo que resulta en la práctica imposible. De hecho, la administración de Cataluña -donde se ha realizado este estudio-, a la vista de los resultados, ha decidido suspender el control de predadores al comprobar que el gran esfuerzo realizado en una zona muy pequeña no compensa los beneficios obtenidos. Los resultados de este estudio coinciden con los de otras investigaciones previas. En condiciones experimentales, el control de predadores puede mejorar los parámetros de reproducción de muchas especies presa. Pero pasar del ensayo en un área muy reducida a aplicar un control intenso de predadores a gran escala hasta conseguir que una población en declive se mantenga estable o aumente es en la práctica una tarea inasumible.

Moreno-Opo et al. (2015) proponen introducir linceos europeos (*Lynx lynx*) con la esperanza de que ellos reduzcan las poblaciones de medianos carnívoros, realizando la labor que tanto nos cuesta hacer a nosotros. Pero de nuevo nos movemos en el campo de la teoría. Restaurar en altas densidades un carnívoro extinguido hace siglos es una tarea ingente, mucho más si consideramos que la especie puede producir importantes daños al ganado. Asimismo, la predicción de que el linco europeo va a generar en las montañas de Europa meridional –donde

al menos seis especies de medianos carnívoros pueden depredar sobre el urogallo- el mismo efecto que en la tundra boreal está por demostrar. En el campo de la ecología, raramente hay soluciones simples para problemas complejos.

3.4 Conclusiones obtenidas en el proyecto LIFE y en el programa de control de predadores del Pirineo

Los depredadores de huevos de urogallo en España

A través de estos estudios, conocemos principalmente los depredadores potenciales de los huevos, ya que la mayoría de las acciones se han centrado sobre este aspecto, que es mucho más fácil de estudiar.

En la cordillera Cantábrica, los predadores principales parecen ser las martas y los zorros. Las primeras parecen mucho más abundantes en las zonas altas de los hayedos (como ocurre en los experimentos realizados en el Parque Natural de los Picos de Europa) y los segundos, en áreas de menor altitud, como es el caso de la Omaña.

En la cordillera Cantábrica apenas se han encontrado garduñas. Por ejemplo, en el fototrampeo realizado en 2013 en Cantabria, se captaron 188 martas y ninguna garduña. Aunque estas están presentes en la zona de urogallo de León, parecen bastante raras. Lo contrario ocurre en el Parc Natural d'Alt Pirineu. En el trabajo de Moreno-Opo et al. (2015) se capturaron 6 martas y 33 garduñas. En cualquier caso, es muy probable que el comportamiento depredador sea muy parecido en ambas especies.

En los estudios con nidos artificiales de gallina en la cordillera Cantábrica, el jabalí tiene un papel poco destacado. De los 9 nidos depredados en la provincia de León, solo en uno se atribuye la autoría al jabalí, pero se supone con indicios indirectos, ya que estos no aparecieron en las cámaras. En Cantabria, de 31 nidos artificiales depredados por especies conocidas, solo en dos fueron responsables los jabalíes (García et al. 2014).

Tampoco el papel de los córvidos ha sido destacado. De 40 nidos depredados en León y Cantabria, los córvidos solo aparecieron en dos. En un caso, un arrendajo destruyó un huevo de los 6 presentes (no pudo romper otros huevos) y en otro caso los córvidos aparecen implicados en la predación de un nido en Omaña junto con un zorro (Pinto 2014a).

Varias especies que son potenciales depredadores de huevos no actuaron sobre nidos artificiales: arrendajo, gato montés, oso pardo, jineta y ardilla (García et al. 2014).

Influencia del control sobre los depredadores

En los estudios del LIFE+ en la cordillera Cantábrica, no se ha hecho una evaluación de los resultados del control de predadores sobre el número de zorros. En el estudio del Pirineo, Fernández-Olalla (2011) y Moreno-Opo et al. (2015) no encuentran ningún efecto sobre el número de zorros después del control de predadores. Como hemos visto anteriormente, la capacidad del zorro de compensar pérdidas a medio plazo y de invadir los territorios vacíos a muy corto plazo es extraordinaria, con lo que no es de extrañar que el control del zorro de tan pobres resultados.

En cualquier caso, el número de zorros que se eliminan en general es muy bajo para conseguir una reducción real de la población. Por ejemplo, en los alrededores de la zona de suelta de las hembras de urogallo (Parque Regional Picos de Europa, León) criadas en cautividad se cazaron 17 zorros en la temporada 2013-14 en un área de unos 280 km². Ya que es una zona de montaña, podemos aventurar que la densidad de zorros es la mitad que la media, es decir, 0,5 zorros/ km². En tal caso, habría unos 140 zorros en la zona, con lo que la caza de 17 zorros representa poco más del 10% de los animales existentes.

Por el contrario, tanto en Cantabria (2014) como en el Pirineo (Fernández-Olalla 2011; Moreno-Opo (2015) los autores de los trabajos observan que el control con jaulas trampa y la posterior translocación reducen –aunque solo sea temporalmente- los índices de abundancia de martas y garduñas. Desde luego, el método de estudio empleado tiene limitaciones. En Cantabria los resultados habrían sido más robustos si hubiera una zona de control (donde no se hubieran trampeado martas) para asegurar que este descenso se debe realmente al trampeo y no a otras causas. Otro aspecto esencial es que los índices de presencia de las martas no siempre reflejan de forma fiel la evolución de sus poblaciones, como han dejado claro Birks et al. (2004) en un artículo específico sobre esta cuestión.

El que el trampeo de martas y garduñas reduzca temporalmente sus índices de abundancia en áreas muy pequeñas y no ocurra lo mismo con los zorros se puede explicar por varias razones. Es posible que las trampas para martas sean más

eficaces en la captura de estos mustélidos que la caza con faro o la caza tradicional para los zorros (las jaulas de mustélidos son ineficaces para los cánidos). Es posible también que martas y garduñas sean más lentas invadiendo los territorios vacíos que los zorros. Y es posible por último que los escasos datos que se han manejado y la imprecisión de los índices de abundancia nos den resultados irreales.

En cualquier caso, los datos de estos estudios dejan claro que las martas invaden las áreas de campeo vacías. En el control de predadores que se hizo en 2014 en la zona del Pontón- Panderrueda (León) donde estaba el jaulón de suelta de urogallos, se capturaron 8 martas en 70 ha en 62 días. Esto supondría una densidad de más de 11 martas/ km², es decir casi 5 veces mayor a la densidad más alta de martas que se ha estimado nunca (2,4 martas/km² en los Pirineos franceses, Daragon 2009) y más de 10 veces superior a la densidad más alta publicada en una revista científica (0,87/ km², Zalewski y Jędrzejewski 2006). Obviamente esto solo es posible gracias a la inmigración de martas vecinas a los huecos dejados por las que han sido capturadas.

3.5 Consideraciones sobre el control de predadores para aumentar la supervivencia del urogallo cantábrico

Influencia del control sobre el éxito de cría del urogallo y sobre la depredación de huevos

En la cordillera Cantábrica, dentro del proyecto LIFE+ Urogallo Cantábrico, hasta junio de 2015 solo se ha realizado control de predadores en Castilla y León alrededor de los jaulones de cría y en la zona potencial de urogallo en Cantabria. En ninguno de estos lugares se ha detectado reproducción de urogallo en los últimos años, con lo que las acciones no han podido tener ninguna influencia sobre este parámetro.

En el estudio en el Pirineo leridano, Fernández-Olalla (2011) escribe: “El análisis BACI no permite apoyar ni rechazar la existencia de un efecto del control de depredadores sobre el éxito reproductor [del urogallo].” Aunque posteriormente hace las matizaciones que hemos recogido arriba, los resultados del experimento son inconcluyentes. Moreno-Opo et al. (2015) sí detectan que el número de volantones por hembra de urogallo se duplica en las zonas de control.

En Cantabria, como hemos descrito arriba, las acciones de control de predadores no han producido una tasa menor de depredación de nidos artificiales de gallina ni un cambio en la frecuencia de las especies que los depredan.

Probablemente, con los métodos tan prudentes que se han usado de control de predadores en la cordillera Cantábrica es difícil reducir de forma efectiva la predación. Esto puede ser o bien porque la intensidad del control no es suficiente, o porque se dejan muchas especies de predadores sin reducir (todas las rapaces), o porque el área de aplicación es pequeña y es recolonizada por los predadores de las zonas colindantes, o porque el tiempo de acción es reducido, o por todas estas causas al tiempo. Incluso el éxito de cría obtenido en el Pirineo tras seis años de control de carnívoros (0,57 volantones por hembra de urogallo: Moreno-Opo et al. 2015) es muy pequeño, lo que se podría deber a que en el estudio no se tocaron las rapaces. Los experimentos que han hecho aumentar el éxito reproductor y las poblaciones de los urogallos se han realizado en zonas experimentales y con una intensidad de control de predadores mucho más elevada. Marcström hizo sus experimentos unas islas de Suecia en los 80, cuando había pocas restricciones legales y escasa preocupación ética sobre el control de predadores.

Para que el éxito reproductor del urogallo aumente significativamente y la población de urogallos crezca de forma evidente probablemente hace falta un control de predadores de gran intensidad, que afecte a todas o la mayoría de las especies, incluyendo a las rapaces protegidas por las leyes, en áreas mucho más extensas y prolongado en el tiempo, quizá de forma indefinida.

Curiosamente, hay un experimento en Escocia en el que se logró mejorar el éxito de cría del urogallo reduciendo mucho el número de cornejas (*Corvus corone*) pero ejerciendo solo un somero control sobre los zorros y respetando a las rapaces (Baines et al. 2004, Summers et al. 2004). Este caso –del que hemos hablado anteriormente– es quizá la excepción que confirma la regla. Lo normal es que estas reducciones pequeñas de predadores no tengan efecto alguno sobre las especies presa.

Salo et al. (2010) realizaron un meta-análisis de experimentos de campo en todo el mundo donde se controlaron las densidades de vertebrados terrestres depredadores, y se midió las respuestas de sus presas. Los autores concluyeron que la depredación limita las poblaciones de presas, y sus densidades a veces cambian sustancialmente tras el control de los predadores. Salo et al. (2010)

concluyen, además, que el factor más importante es la eficacia de las acciones de control, que depende de muchas variables. Entre ellas están la intensidad del control y la diversidad de depredadores que son objeto de control (Parker 1984; Greenwood 1986; Stahl y Migot 1993; Norrdahl y Korpimaki 1995; Côté y Sutherland, 1997).

Por último, la zona sobre la que se ejerce el control también es importante. Por ejemplo, Frey et al. (2003) demostraron que la eliminación de depredadores en las montañas del oeste de los EE.UU. no lograba aumentar las poblaciones de faisanes cuando se aplicaba en áreas pequeñas, pero tenía más éxito si se ejecutaba en áreas más extensas.

Sin embargo, una campaña de la intensidad, extensión y duración necesarias probablemente sería carísima y muy difícil de realizar (¿cómo reducir de hecho las poblaciones de zorro, una especie que muestra impresionantes mecanismos de compensación demográfica?). Pero además chocaría frontalmente con nuestra normativa legal autonómica, nacional y comunitaria, crearía un gran rechazo en la opinión pública y probablemente produciría una reducción notable de nuestra fauna de predadores a escala regional, lo cual tendría consecuencias ecológicas imprevisibles. Además, no está nada claro que finalmente fuera a funcionar, ya que el cambio climático -una de las causas más probables de la disminución global de las tetraónidas (Ludwig et al. 2006)- seguiría su curso sin que nosotros podamos intervenir en ello.

A todos nos gustaría encontrar una forma de control de predadores que sea a la vez eficaz para incrementar las poblaciones de urogallo, y que no tenga los inconvenientes que acabamos de describir. La introducción de lince europeos (*Lynx lynx*) para que reduzcan las densidades de mesocarnívoros propuesta por Moreno-Opo et al. (2015) es un paso más en esta búsqueda, aunque las dificultades y las incertidumbres de esta opción apenas han sido consideradas. Quizá la investigación en el futuro nos permita avanzar en este camino, pero en la actualidad no tenemos la fórmula para hacer un control de predadores eficaz que al tiempo sea relativamente barato, factible y asumible desde el punto de vista legal y ético.

En la actualidad, y a la vista de estos resultados, creemos que resulta ineficaz realizar control de depredadores en el hábitat del urogallo cantábrico como medida rutinaria para aumentar el éxito reproductor tal como se han planteado

en el proyecto LIFE+ (es decir, con una intensidad moderada). En la mayoría de los estudios, estas medidas no dan ningún resultado.

4 PROPUESTAS DE ACTUACIÓN

En la acción preparatoria titulada “Documento técnico que establece las principales acciones a desarrollar para determinar la situación de los depredadores y su influencia sobre la población de urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus*)” (Fundación Biodiversidad 2014), se establecen cuatro tipos de actuaciones de control de depredadores. Dos de ellas están relacionadas con la suelta de urogallos criados en cautividad (acciones 1 y 2) y otras dos (acciones 3 y 4) con el control en otras zonas. Las acciones esquemáticas son las siguientes:

- 1) Control de la depredación *previo a la suelta* de ejemplares criados en cautividad.
- 2) Control de la depredación *durante la suelta* de ejemplares criados en cautividad.
- 3) Control de la depredación *en zonas con presencia de la especie*.
- 4) Control experimental de depredadores para la reducción de la mortalidad de urogallo por causas naturales.

Nuestras propuestas son las siguientes:

Acciones 1 y 2. Continuar el control de depredadores previo a la suelta de urogallos criados en cautividad, reduciendo el periodo a dos o tres semanas antes de que los urogallos se lleven al jaulón de suelta; realizar control mientras están en el jaulón para reducir la probabilidad de que entren depredadores al jaulón y cuando se suelten los urogallos mantener el control, muy intenso los tres primeros días tras la suelta.

Acción 3. El control de depredadores no tiene sentido en las áreas donde el urogallo está extinguido o prácticamente extinguido, como ocurre en la zona oriental (Cantabria, Palencia, León oriental y Asturias oriental) y en el extremo occidental (Ancares de Lugo y de León).

En la zona occidental, es conveniente realizar las cacerías habituales de jabalíes en el área donde el urogallo tiene densidades elevadas. El control poco intenso

de carnívoros en áreas extensas aparentemente no tiene ningún efecto sobre los urogallos.

En zonas puntuales de unos pocos kilómetros cuadrados donde haya concentración elevada de hembras reproductoras, no está claro si se debe o no hacer control de depredadores en la temporada de cría del urogallo. Si este control es suficientemente intenso, podría mejorar algo el éxito de reproducción de los urogallos mientras se realiza, pero sus efectos desaparecerán en cuanto el control se relaje o desaparezca. Las administraciones deben decidir si tienen capacidad para realizar este control intenso de carnívoros y córvidos en época de cría en zonas muy pequeñas, si tienen capacidad para mantenerlo a lo largo de los años, y si los resultados compensan la dedicación, los costes económicos y sociales y el posible impacto sobre los carnívoros de la zona.

Acción 4. El control experimental con finalidad científica se debería realizar solo cuando haya objetivos claros y una dirección científica solvente.

Justificación de las propuestas

Influencia del control en la supervivencia de los urogallos criados en cautividad y liberados en la naturaleza

El control de predadores realizado por la Junta de Castilla y León en torno a los jaulones de suelta de las hembras de urogallo en el Parque Regional de los Picos de Europa se ha mostrado aparentemente eficaz. Para empezar, ningún predador entró en el jaulón de suelta durante los 8 días que las gallinas estuvieron allí, lo cual habría sido desastroso. Sin duda el jaulón estaba bien diseñado y construido –lo cual es fundamental-, previamente se había realizado un trabajo que había permitido identificar al depredador más abundante (la marta) y es posible que su control haya también influido en que la estancia de las gallinas en el jaulón y la suelta se hayan realizado sin problemas.

Se podría alegar que el trampeo de martas no ha permitido crear una zona vacía de ejemplares, ya que ha habido una inmigración constante en los dos meses que ha durado el control. O que las trampas se cerraron justo antes de soltar las hembras de urogallo para evitar que estas pudieran caer en ellas, y este hecho podría haber aumentado su vulnerabilidad a los predadores en un momento muy delicado. Y que no hay ninguna prueba científica que demuestre que los mismos resultados se podrían haber conseguido sin control de predadores. Pero en las

circunstancias actuales, tal evidencia es muy difícil de conseguir, ya que las posibilidades de experimentar son muy reducidas. Y sobre todo, este tipo de control de predadores es muy puntual, por lo que resulta factible y probablemente tiene un impacto muy pequeño sobre la población de martas.

Considerando que es muy difícil criar urogallos en cautividad y que estos pueden ser importantes para el objetivo del proyecto LIFE+ y de las acciones posteriores de conservación del urogallo, creemos que es mejor mantener en el futuro este control intenso y puntual, que de momento ha dado buenos resultados.

Una sugerencia que se podría hacer es acortar el periodo del control. Quizá no hacen falta dos meses de control para mantener a raya a los predadores de la zona, mucho más si consideramos que estos controles en áreas puntuales no van a mantener una baja densidad de predadores por mucho tiempo, sino que parecen tener efecto a muy corto plazo. En ese sentido, quizá se podrían tener los mismos resultados con una campaña intensa, en la misma área reducida, pero con una duración de dos o tres semanas.

Los urogallos liberados son particularmente vulnerables justo después de la apertura de las jaulas. Por ello el control se debe intensificar en los tres primeros días tras la liberación, suponiendo que los urogallos no se dispersen antes. En la suelta realizada en octubre de 2014 en El Pontón-Panderruedas (León), las jaulas para capturar martas y otros mesocarnívoros se cerraron tras la liberación de los urogallos para evitar que ellos mismos cayeran dentro, lo cual es probablemente una medida prudente.

El control de predadores en otras zonas de urogallo

Los resultados del proyecto LIFE y la bibliografía consultada indican que el control de depredadores puede tener algún efecto positivo sobre el éxito de cría de los urogallos si se realiza de forma intensa, lo cual solo es posible –en el mejor de los casos- en superficies muy pequeñas, quizá no mayores de 10 km². Además, los efectos positivos del control desaparecen muy pocas semanas después de que este se relaje o desaparezca.

En estas condiciones, es obvio que no tiene sentido hacer control de predadores en zonas donde el urogallo ya ha desaparecido o se encuentra en densidades mínimas, como ocurre toda el área oriental de distribución de la especie. Si hay expectativas de soltar urogallos en la zona en el futuro, se puede hacer un control

muy puntual e intenso justo antes de la suelta, como ya hemos señalado. Pero considerando que los efectos del control de predadores –en los pocos casos en que resulta efectivo- son temporales, hacer campañas de control para rebajar la densidad de predadores en un área relativamente extensa de cara a una posible reintroducción de urogallos en un futuro incierto es completamente ineficaz.

Hay que subrayar una vez más que la depredación es solo una de las posibles causas de reducción de los urogallos. Tanto si se ejecutan medidas de control de predadores como si no, hay que mantener las demás acciones sobre el hábitat, sobre los competidores y sobre la regulación de las actividades que hayan mostrado eficaces para frenar la reducción del urogallo.

En el área occidental de distribución del urogallo, el control de depredadores sobre áreas extensas tampoco tiene visos de resultar eficaz. La caza regular del jabalí puede reducir sus densidades, lo cual podría ser beneficioso para el urogallo, o al menos no es perjudicial. Las poblaciones de zorros son tan resistentes al control que matar unos cuantos ejemplares va a tener un efecto nulo sobre sus densidades. El trampeo de martas en grandes extensiones tampoco es recomendable, a tenor de los resultados expuestos más arriba.

La cuestión sobre la que no tenemos una opinión definida es si, muy puntualmente, en zonas concretas del área de distribución occidental del urogallo donde haya una elevada densidad de gallinas criando, es útil hacer control de depredadores. Sabemos que solo si es posible mantener un control intenso de mesocarnívoros y córvidos en la temporada de cría del urogallo existe alguna posibilidad de que mejoren los parámetros de reproducción, aunque no está claro si esto se va a reflejar en una mayor supervivencia de los adultos y en un aumento general de la población, teniendo en cuenta además que el control sería parcial, ya que las rapaces no se van a tocar.

También sabemos que los beneficios del control –si se producen- van a ser puramente temporales, y desaparecerán muy poco después de su cese. No está claro que en estas condiciones compense hacer un control intenso de predadores en temporada de cría, año tras año, asumiendo importantes costes de personal, enfrentándose quizás al rechazo de parte de la opinión pública para obtener beneficios inciertos y temporales.

Probablemente cada Administración debe plantearse si tiene posibilidades de realizar un control eficaz y cuáles son los pros y los contras en el lugar y periodo

concretos donde se va a trabajar, y decidir en consecuencia. Quizá cuanto más reducida sea la población de urogallos más puede compensar este tipo de control puntual, ya que por muy incierto que sean sus resultados constituye quizá uno de los últimos cartuchos para luchar contra la extinción de la especie.

Por último, la determinación de la eficacia de los métodos es algo que ya se ha realizado en los trabajos reseñados del Pirineo y en los que hemos mencionado en la revisión literaria. Todos los estudios coinciden en lo mismo. El control muy intenso puede tener un efecto positivo en el éxito de cría, aunque es difícil saber si lo tiene sobre la población adulta. La mayoría de los estudios producen resultados inciertos, y es muy difícil tener una muestra representativa que nos aporte datos fiables. Por tal motivo, no compensa hacer estudios a medias. Los estudios deben ser abordados solo si hay objetivos claros y una dirección científica solvente.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Andrén, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: A landscape perspective. *Ecology*, pp. 794-804.

Andrén H, Angelstam P, Lindström E y Widén P. 1985. Differences in predation pressure in relation to habitat conservation- An experiment. *Oikos* 45: 273-277.

Angelstam, P. 1983. Population dynamics of tetraonids especially the black grouse *Tetrao tetrix* L. in boreal forests. *PhD thesis*. Universidad de Uppsala.

Angelstam P. 1984. Sexual and seasonal differences in mortality of the black grouse *Tetrao tetrix* in boreal Sweden. *Ornis Scand.* 15: 23-24.

Angelstam P, Lindstrom E y Widen P. 1984. Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia* 62:199-208

Baines D, Moss R y Dugan D. 2004. Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. *Journal of Applied Ecology*, 41, 59-71.

Baines D, Aebischer N, Macleod A y Woods J. 2011a. Assessing the activity of predators in relation to capercaillie hen densities and breeding performance. *Scottish Natural Heritage Commissioned Report No.415*.

Baines D, Aebischer N, Brown M y Macleod A. 2011b. Analysis of capercaillie brood count data: Long term analysis. *Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 435*.

Baker PJ y Harris S. 2006. Does culling reduce fox (*Vulpes vulpes*) density in commercial forests in Wales, UK? *Eur. J. Wildl. Res.* 52: 99–108.

Baker PJ, Harris S y Webbon CC. 2002. Effect of British hunting ban on fox numbers. *Nature* 419: 34.

Baker PJ, Harris S y Webbon CC. 2003. Hunting and fox numbers in the United Kingdom - a reply. *Nature*, 423, 400.

Bañuelos MJ y Obeso R. 2003. Efecto de los ungulados. Pp. 81-87 en Obeso R y Bañuelos MJ (eds.). *El urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus*) en la cordillera Cantábrica*. Naturaleza y Parques Nacionales, Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Barja I. 2008. Marta – *Martes martes*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

Berdión-Grados O. 2005. Áreas de campeo y patrones de actividad de la marta en la provincia de Álava. Resúmenes de las VII Jornadas de la SECEM , Valencia. Pp. 24.

Bergerud AT, Mossop DH y Myrberget S. 1985. A critique of the mechanics of annual changes in Ptarmigan numbers. *Can J. Zool.* 63: 2240-2248.

Bijlsma RG. 1990. Predation by large falcons of wintering waders in Banc d'Arguin, Mauritania. *Ardea* 78: 75-82

Birks JDS, Messenger JE, Braithwaite AC, Davison A, Brookes RC y Strachan C. 2004. Are scat surveys a reliable method for assessing distribution and

population status of pine martens? Pp. 235-252. In: Harrison, D.J., Fuller, A.K. & Proulx, G. (eds). *Martens and fishers (Martes) in human-altered environments: An international perspective*. Springer, New York.

Blanco JC. 1995. Funciones de la predación en los sistemas naturales. Pp. 11-20. En: Aedos (ed.). *Caza y vida silvestre*. Fundación La Caixa. Barcelona

Bradley E H, DH Pletscher, EE Bangs, KE Kunkel, DW Smith, CM Mack, TJ Meier, JA Fontaine, CC Niemeyer y MD Jimenez. 2005. Evaluating wolf translocation as a nonlethal method to reduce livestock conflicts in the northwestern United States. *Conservation Biology* **19**:1498 - 1508.

Caryl FM. 2008. Pine marten diet and habitat use within a managed coniferous forest. Ph.D. dissertation. School of Biological & Environmental Sciences. University of Stirling, Reino Unido.

Côté IM y Sutherland WJ. 1997. The effectiveness of removing predators to protect bird populations. *Conservation Biology*, **11**: 395-405.

Daragon M. 2009. Estimation de l'abondance d'une population de martres (*Martes martes*) dans le piémont pyrénéen par piégeage physique et photographique. Fédération des Chasseurs de l'Ariège. Service Technique (inérito).

Delibes M. (1983). Interspecific competition and the habitat of the stone marten (*Martes foina* Erxleben, 1777) in Europe. *Acta Zoologica Fennica* **174**: 229-231.

Dubrez G. 2008. Occupation spatiale et sélection des milieux par la martre des pins *Martes martes* dans un paysage forestier exploité. Université de Pau et des Pays de l'Adour, Chasseurs de France. Informe inédito.

Elton CS. 1942. *Voles, ice and lemmings*. Oxford University Press.

Erikstäd KE, Blom RM y Myrberget S. 1982. Territorial hooded crows on as predators on willow ptarmigan nests. *J. Wildl. Manage.* **46**: 109-114.

Erlinge S, Goransson G, Hansson L, Högstedt G, Jansson G, Liberg O, Nilson IN, Nilson T, von Schandtz T y Sylvén M. 1983. Predation as a regulation factor on small rodent populations in southern Sweden. *Oikos* **40**: 36-52

Fernández A, Martínez A, Palomero G. 1992. Bases para la conservación del urogallo Cantábrico (*Tetrao urogallus cantabricus*) en Castilla y León. BiosNorte, Santander.

Fernández-Olalla M. 2011. Seguimiento y gestión de sistemas depredador-presa: Aplicaciones a la conservación de la fauna amenazada. ETS de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.

Frey SN, Majors S, Conover MR, Messmer TA y Mitchell DL. 2003. Effect of Predator Control on Ring-Necked Pheasant Populations. *Wildlife Society Bulletin*, 31, 727-735.

Fritts SH, WJ Paul y LD Mech. 1984. Movement of translocated wolves in Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 48: 709 - 721.

Fundación Biodiversidad. 2014. Documento técnico que establece las principales acciones a desarrollar para determinar la situación de los depredadores y su influencia sobre la población de urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus*). Fundación Biodiversidad, Madrid, España. Versión resumida, 21 pp.

García J, Lamillar MA y Lavín D. 2014. Control de depredadores del urogallo en Cantabria. Campaña 2014. Dirección General de Montes y Conservación de la Naturaleza. Life Urogallo Cantábrico. Santander, informe inédito.

Geer TA. 1978. Effects of nesting sparrowhawks on nesting tits. *Condor* 80: 429-422.

Goodrich JM y DG Miquelle. 2005. Translocation of problem Amur tigers *Panthera tigris altaica* to alleviate tiger-human conflicts. *Oryx* 39:454 - 457.

Greenwood RJ. 1986. Influence of striped skunk removal on upland duck nest success in North Dakota. *Wildlife Society Bulletin*, 14, 6-11.

Hamer KC Furnes RW y Caldow RWC. 1991. The effects of changes of food availability in the breeding ecology of Great Skuas *Catharacta skua* in Shetland. *J. Zool. Lond.*, 223: 175-188.

Hargis CD, JA Bissonette y DL Turner. 1999. The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens. *The Journal of Applied Ecology* 36: 157-172.

Harris S. 2013. Culling urban foxes just doesn't work. *New Scientist*, 2905.

Harris S, Morris P, Wray S y Yalden D. 1995. A review of British mammals: population estimates and conservation status of British mammals other than cetaceans. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee.

Henttonen H. 1989: Does an increase in the rodent and predator densities, resulting from modern forestry, contribute to the long-term decline in Finnish tetraonids?. *Suomen Riista* 35: 83–90. [En finlandés con resumen en inglés].

Herr J, L Schley y T J Roper. 2008. Fate of translocated wild-caught and captive reared stone martens (*Martes foina*). *European Journal of Wildlife Research* 54: 511–514.

Hewson R. 1986. Distribution and density of fox breeding dens and the effects of management. *J Appl Ecol* 23:531–538.

Heydon MJ y Reynolds JC. 2000. Demography of rural foxes (*Vulpes vulpes*) in relation to cull intensity in three contrasting regions of Britain. *J Zool* 251:265–276.

Huhta E, T Mappes y J Jokimäki, 1996. Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography*, 19: 85-91.

Jacquin A, Chérat V, Denux J-P, Gaya M., Mitchley J y Xofis P. 2005. Habitat suitability modelling of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) using earth observation data. *Journal for Nature Conservation* 13: 161—169.

Kauhala K, Helle P y Helle E. 2000. Predator control and the density and reproductive success of grouse populations in Finland. *Ecography* 23: 161-168.

Keith LB y Rusch DH. 1988. Predation role's in the cyclic fluctuations of Ruffed Grouse. *Proc. Int. Ornithol. Congr.*, 19: 699-732.

Keith LB, Todd AW, Brand CJ, Adamcik RS y Rusch DH. 1977. An analysis of predation during a cyclic fluctuation of snowshoe hares. *Int. Congr. Game Biol.* 13: 151-175.

Kenward RE. 1977. Predation on released pheasants (*Phasianus colchicus*) by goshawks (*Accipiter nisus*) in central Sweden. *Viltrevy* 10: 79-112.

Kenward RE. 1985, Problems of goshawk predation on pigeons and other game. *Proc. Int. Ornithol. Congr.*, 18: 666-678 .

Kenward RE, Marcström V y Karlborm, M. 1981. Goshawk winter ecology in Swedish pheasant habitats. *J. Wildl. Manage.* 45: 397-408.

Korpimäki E y Norrdahl K. 1998. Experimental reduction of predators reverses the crash phases of small-rodent cycles. *Ecology* 79: 2455-2488.

Kurki S, Helle P, Lindén H y Nikula A. 1997. Breeding success of black grouse and capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales. *Oikos*, 79.

Kurki S, Nikula A, Helle P y Lindén H. 1998. Abundance of red fox and pine marten in relation to composition of boreal forest landscapes. *J. Anim. Ecol.* 67: 874-886.

Kurki S, Nikula A, Helle P y Lindén H. 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forest. *Ecology* 81: 1985-1997.

Lindström ER, Angelstam P, Widén P y Andrén H. 1987. Do predators synchronize voles and grouse fluctuations? –An experiment. *Oikos* 48: 121-124.

Lindström ER, Andrén H, Angelstam P, Cederlund G, Hornfeldt B, Jäderberg L, Lemmell P-A, Martinsson B, Skold K y Swenson JE. 1994. Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology* 75: 1042-1049.

Lindström ER, Brainerd SM, Helldin JO y Overskaug K. 1995. Pine marten - red fox interactions: a case of intraguild predation? *Ann. Zool. Fennici* 32: 123-130.

Linnell JDC, R Aanes y JE Swenson. 1997. Translocation of carnivores as a method for managing problem animals: a review. *Biodiversity and Conservation* 6: 1245 - 1257.

Lloyd HG. 1980. The red fox. Batsford, London.

Ludwig GX, Alatalo RV, Helle P, Linden H, Lindström J y Siitari H. 2006. Short- and long-term population dynamical consequences of asymmetric climate change in black grouse. Proceedings of the Royal Society London Series B, 273, 2009-2016.

Macdonald DW, Bunce RGH y Bacon PJ. 1981. Fox populations, habitat characterization and rabies control. Journal of Biogeography, 8, 145-151.

Manzo E, Bartolommei P, Rowcliffe JM y Cozzolino R. 2011. Estimation of population density of European pine marten in central Italy using camera trapping. Acta Theriol. 57(2): 165-172.

Marchesi, P. 1989. *Écologie et comportement de la martre (Martes martes L.) dans le Jura Suisse*. Thèse de doctorat, Faculté des Sciences de l'Université de Neuchâtel, 185p.

Marcström V, Kenward RE y Engren E. 1988. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. J. Anim. Ecol. 57: 859-872.

Ménoni E, Catusse M y Novoa C. 1991. Mortalité par predation du grand tetras (*Tetrao urogallus aquitanicus*) dans les Pyrénées. Résultats d'une enquête. *Gibier Faune Sauvage*, 8: 251-269.

Mergey, M. 2007. Réponses des populations de martres d'Europe (*Martes martes*) à la fragmentation de l'habitat : mécanismes comportementaux et conséquences. Thèse de doctorat, Université de Reims Champagne-Ardenne, 210 p.

Mevis L. 2013. Behaviour and survival of captive-reared orphaned stone martens (*Martes foina*) after release in the wild. Ph.D. thesis, School of Life Sciences at the University of Sussex, Reino Unido.

Moller AP. 1991. Clutch size, nest predation and distribution of avian unequal competitors in a patchy environment. Ecology 72: 1336-1349.

Moreno-Opo R, Afonso I, Jiménez J, Fernández-Olalla M, Canut J, García-Ferré D, et al. (2015). Is it necessary managing carnivores to reverse the decline of endangered prey species? Insights from a removal experiment of mesocarnivores

to benefit demographic parameters of the Pyrenean capercaillie. PLoS ONE 10(10): e0139837. doi:10.1371/journal.pone.0139837.

Moss, R. 1985. Rain, breeding success and distribution of capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *Tetrao tetrix* in Scotland. *Ibis*, 128, 65-72.

Moss R, Picozzi N, Summers R y Baines D. 2000. Capercaillie *Tetrao urogallus* in Scotland – demography of a declining population. *Ibis*, 142, 159-167.

Moss R, Oswald J y Baines D. 2001. Climate change and breeding success: decline of the capercaillie in Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 70, 47-61.

Mustin K, Newey S, Irvibe J, Arroyo B y Redpath S. 2010. Biodiversity impacts of game bird hunting and associated management practices in Europe and North America. The James Hutton Institute. Aberdeen, Escocia.

Myrberget S. 1984. Population dynamics of willow ptarmigan *Lagopus lagopus* on an island of northern Sweden. *Fauna Norv. Ser. C. Cinclus* 7: 95-105.

Newton I. 1986. The Sparrowhawk. Calton, Poyser.

Newton I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press. San Diego, N. York.

Nilson T, von Schandtz T y Sylvén M. 1983. Predation as a regulation factor on small rodent populations in southern Sweden. *Oikos* 40: 36-52

Norrdahl K y Korpimaki E. 1995. Effects of predator removal on vertebrate prey populations: birds of prey and small mammals. *Oecologia*, 103, 241-248.

Noval A. 1975. *El libro de la fauna Ibérica*. Ediciones Naranco, Oviedo.

Obeso R. 2003. Efecto de los depredadores. Pp. 71-78 en Obeso R y Bañuelos MJ (eds.). El urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus*) en la cordillera Cantábrica. Naturaleza y Parques Nacionales, Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

O'Mahoney DT. 2014. Socio-spatial ecology of pine marten (*Martes martes*) in coniferous forests, Ireland. *Acta Theriologica* 59: 251-256.

O'Mahoney DT, Turner P. y O'Reilly. 2015. Pine marten (*Martes martes*) abundance in an insular mountainous region using non-invasive techniques. *European Journal of Wildlife Research* 61: 103-110.

O'Donnell MA y DeNicola AJ. 2006. Den site selection of lactating female raccoons following removal and exclusion from suburban residences. *Wildlife Society Bulletin* 34: 366-370.

Overskaug K. 2000. Pine marten *Martes martes* versus red fox *Vulpes vulpes* in Norway; an inter-specific relationship? *Lutra* 43: 215-221.

Palomo, LJ, Gisbert J y Blanco JC. 2007. Atlas y Libro Rojo de los mamíferos terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid, 588 pp.

Parker H. 1984. Effect of corvid removal on reproduction of willow ptarmigan and black grouse. *Journal of Wildlife Management*, 48: 1197-1205.

Paton PWC. 1994. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? *Conservation Biology* 8: 17-26.

Pinto, D. 2014a. Control de predadores. Evaluación de la depredación en nidos artificiales. Año 2014, ZEPA Omañas. Life Urogallo Cantábrico. Fondo Patrimonio Natural de Castilla y León, Valladolid.

Pinto, D. 2014b. Control de predadores. Evaluación de la depredación en nidos artificiales. Año 2014, ZEPA Picos de Europa en Castilla y León. Life Urogallo Cantábrico. Fondo Patrimonio Natural de Castilla y León, Valladolid.

Potts GR. 1986. The partridge: pesticides, predation and conservation. Collins, London.

Potts GR, Coulson JC y Deans IR. 1980. Population dynamics and breeding success of the shag, *Phalacrocorax aristotelis*, in the Farne islands, Northumberland. *J. Anim. Ecol.* 49: 465-484.

Potts JR, Harris S y Giuggioli L. 2013. Quantifying behavioural changes in territorial animals caused by sudden population declines. *The American Naturalist* 182: E73-E82.

Pye-Smith C. 1997. *Fox-hunting - beyond the propaganda*. Oakham, Rutland: Wildlife Network.

Reynolds JC, Goddard HN y Brockless MH. 1993. The impact of local fox (*Vulpes vulpes*) removal on fox populations at two sites in southern England. *Gibier Faune Sauvage* 10: 319–334.

Robles L, Ballesteros F y Canut J. 2006. El urogallo en España, Andorra y Pirineos franceses. Situación actual. SEO/Birdlife, Madrid.

Rodríguez-Muñoz, R. 2011. Urogallo común – *Tetrao urogallus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

Rogers LL. 1986. Effect of translocation distance on frequency of return by adult black bears. *Wildlife Society Bulletin* 14:76 - 80.

Rolstad J y Wegge P. 1989. Capercaillie populations and modern forestry – a case for landscape ecological studies. *Finnish Game Research* 46: 43-52.

Rosatte, R. C. and C. D. MacInnes. 1989. Relocation of city raccoons. *Proceedings of the Great Plains Wildlife Damage Conference* 9: 87 - 92.

Rosellini S, Osorio E, Ruiz-González A, Piñeiro A y Barja I. 2008. Monitoring the small scale distribution of sympatric European pine marten (*Martes martes*) and stone marten (*Martes foina*). A multi-evidence approach using faecal DNA analysis and camera-traps. *Wildlife Res.*,35: 434-440.

Rushton SP, Shirley MDF, Macdonald DW y Reynolds JC. 2006. Effects of culling fox populations at the landscape scale: A spatially explicit population modelling approach. *The Journal of Wildlife Management* 70: 1102-1110.

Ross S y Harris S. 2011. *Alternatives to Snaring*. Chapter 3. The OneKind Snaring Report, edited by OneKind.

http://www.onekind.org/uploads/publications/onekind_report_on_snaring_chapter_3.pdf

Salo P, Banks PB, Dickman CR y Korpimäki E. 2010. Predator manipulation experiments: impacts on populations of terrestrial vertebrate prey. *Ecological Monographs* 80: 531-546.

Sandström U. 1991. Enhanced predation rates on cavity bird nests at deciduous forest edges- an experimental study. *Ornis Fennica* 68: 93-98.

Simal, R. y Herrero, A. 2013. Control de depredadores del urogallo en Cantabria. Campaña 2014. Dirección General de Montes y Conservación de la Naturaleza. Life Urogallo Cantábrico. Santander, informe inédito.

Smedshaug A, Selaes V, Lund S.E. y Sonerud G.A. 1999. The effects of a natural reduction of fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. *Wildlife Biology*, 5, 157-166.

Smith RK, Pullin AS, Stewart GB y Sutherland WJ. 2010. Effectiveness of predator removal for enhancing bird populations. *Conservation Evidence* 24: 820-829.

Stahl P y Migot P. 1993. L'impact des prédateurs sur le petit gibier: une revue des enlèvements expérimentaux de prédateurs. *Actes du colloque predation et gestion des prédateurs* (eds P. Migot & P. Stahl), pp. 21-35. ONC-UNFDC, Paris, France.

Storaas T, Wegge P y Sonerud G. 1982. Destruction des nids de grand tétras et cycle des petits rongeurs dans l'est de la Norvège. Actes du Colloque International sur le Grand Tétrás (*Tetrao urogallus major*). Colmar 1981, pp 166-178

Storaas T y Wegge P. 1987. Nesting habitats and nest predation in sympatric populations of capercaillie and black grouse. *Journal of Wildlife Management* 51: 167-172.

Storch I. 1993. Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important? *Oecologia*, 95: 257-265.

Summers RW, Green RE, Proctor R, Dugan D, Lambie D, Moncrieff R, Moss R y Baines D. 2004. An experimental study of the effects of predation on the breeding productivity of capercaillie and black grouse. *Journal of Applied Ecology*, 41, 513-525.

Summers RW, Willi J y Selvidge J. 2009. Capercaillie *Tetrao urogallus* nest loss and attendance at Abernethy Forest, Scotland. *Wildlife Biology*: 15, 319-327.

Summers RW, Dugan D y Proctor R. 2010. Numbers and productivity of Capercaillies *Tetrao urogallus* and Black Grouse *Tetrao tetrix* at Abernethy Forest, Scotland. *Bird Study* 57: 437-446.

Summers RW, Golder P, Wallace N, Iason G y Wilson J. 2015. Correlates of capercaillie productivity in Scots pinewoods in Strathspey. *Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 742*.

Tapper SC, Potts GR y Brockless MH. 1996. The Effect of an Experimental Reduction in Predation Pressure on the Breeding Success and Population Density of Grey Partridges *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology* 33: 965-978.

Wagner FH, Beradny, CD y Kabat C. 1965. Population management and ecology of Wisconsin pheasants. *Wis. Cons. Dept., Madison, Wisc., Tech. Bull.*, nº 34

Watson A y Moss R. 1979. Population cycles in the Tetraonidae. *Ornis Fennica* 56: 87-109.

Wear BJ, Eastridge R y Clark JD. 2005. Factors affecting settling, survival, and viability of black bears reintroduced to Felsenthal National Wildlife Refuge, Arkansas. *Wildlife Society Bulletin* 33: 1363 - 1374.

Wegge P y Grasaas T. 1977. Bestandsstudier av storfugl på Sørlandet (A population study of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in south Norway). *Viltrappor*(5): 22-39.

Wege P y Kastalen L. 2007. Pattern and causes of natural mortality of capercaillie, *Tetrao urogallus*, chicks in a fragmented boreal forest. *Annales Zoologici Fennici* 44: 141-151.

Wegge P, Ingul H, Pollen VO, Halvorsrud E, Sivkov AV y Hjeljord O. 2012. Comparing predation on forest grouse nests by avian and mammalian predators in two contrasting boreal forest landscapes by the use of artificial nests. *Ornis Fennica* 89: 145-156.

Widén P. 1987. Goshawk predation in winter, spring and summer in the boreal forest area of central Sweden. *Holarctic Ecology* 10: 104-109.

Yue-Hua S y Yu F. 1994. Winter habitat selection and analysis of hazel grouse in the Changbai Mountains. *Research notes on Avian Biology. Selected contributions from the 21st International Ornithological Congress. J. Ornitho.* 135: 191

Zalewski A, Jędrzejewski W y Jędrzejewska B. 2004. Mobility and home range use by pine martens (*Martes martes*) in a Polish primeval forest. *Ecoscience*, 113-122

Zalewski A y Jędrzejewski W. 2006. Spatial organization and dynamics of the pine marten *Martes martes* population in Białowieża Forest (E Poland) compared with other European woodlands. *Ecography* 29 (1), 31-43.

Zalewski A, Jędrzejewski W y Jędrzejewska B. 1995. Pine marten home ranges, numbers and predation on vertebrates in a deciduous forest (Białowieża National Park, Poland). *Ann. Zool. Fennici*, Helsinki, 32: 131-144