

Impacto de la extracción de puestas sobre la viabilidad de la población salvaje de urogallo cantábrico



Febrero 2016

Autor: David Giralt

Grupo de Biología de la Conservación
Centre Tecnològic Forestal de Catalunya

En el marco del Proyecto LIFE+ Urogallo cantábrico, la Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente ha encomendado al Centre Tecnològic Forestal de Catalunya una evaluación del efecto de la retirada de puestas y liberación de individuos nacidos en cautividad sobre la población de urogallo cantábrico, con el objetivo final de valorar los beneficios y costes que puede aportar una gestión ex-situ de este tipo.

Agradecimientos: Fundación Biodiversidad, José Ramón Obeso, Jordi Camprodon y David Guixé.

ÍNDICE

| | |
|---|----|
| INTRODUCCIÓN | 4 |
| MÉTODOS | 5 |
| Terminología utilizada..... | 5 |
| Recopilación bibliográfica de datos demográficos..... | 5 |
| Estima de la supervivencia/mortalidad adulta de hembras (método Kaplan-Meier)..... | 7 |
| Modelización demográfica de la población de urogallo | 7 |
| Proceso de selección del escenario base que represente adecuadamente la situación actual..... | 9 |
| Efecto de la retirada de puestas y liberación de juveniles sobre la viabilidad y dinámica poblacional | 13 |
| RESULTADOS | 18 |
| Selección del escenario base y viabilidad poblacional si las condiciones actuales se mantienen | 18 |
| Efecto de la retirada completa o parcial de puestas sin liberación de individuos..... | 22 |
| Efecto de la retirada completa de puestas y liberación de individuos nacidos en cautividad | 25 |
| CONCLUSIONES | 30 |
| BIBLIOGRAFIA | 33 |

INTRODUCCIÓN

El urogallo cantábrico (*Tetrao urogallus cantabricus*) es una de las dos subespecies de urogallo presentes en España y la más amenazada, puesto que a principios de este siglo se estimó su población en tan sólo uno 200 machos (Ballesteros y Robles, 2005) y 500 ejemplares adultos en toda la Cordillera Cantábrica (<http://lifeurogallo.es/es/proyecto>; Storch et al., 2006).

En paralelo, se ha constatado una pérdida de más del 50% de los cantaderos ocupados hasta hace dos décadas, y el área de distribución se ha ido contrayendo y fragmentando progresivamente, de tal forma que, por ejemplo, hoy en día prácticamente no quedan urogallos en el núcleo más oriental (Comunidad de Cantabria, etc.). Se considera que si las causas del declive continúan, la especie podría desaparecer en unos veinte años. Por todo ello, hasta ahora se han llevado a cabo distintas acciones de conservación para esta especie siguiendo las directrices de la Estrategia para la Conservación del Urogallo Cantábrico (*Tetrao urogallus cantabricus*) en España (DGB, 2004).

En la actualidad se está desarrollando el proyecto LIFE+ 09 NAT/ES/513 "Programa de acciones urgentes para la conservación del urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus*) y su hábitat en la cordillera Cantábrica". En el marco de este proyecto, una de las acciones va dirigida a la retirada de huevos de algunas puestas, destinados al centro de cría en cautividad y reserva genética de Sobrescobio, en el marco del programa de conservación ex situ de la subespecie, que se ejecuta en paralelo a las actuaciones de campo.

La retirada de huevos es una estrategia muy utilizada para formar un stock de ejemplares en cautividad de muchas especies de aves (Sutherland et al., 2004), pero evidentemente implica unas molestias y una determinada disminución de los valores reproductivos, en aquellas localidades donde se producen las retiradas. Por ello, es necesario evaluar o tratar de cuantificar el impacto de la retirada de huevos sobre la población salvaje, para establecer hasta qué punto esta actuación produce más beneficios que costes. Concretamente, conviene cuantificar qué efecto tiene la retirada de huevos sobre la tasa de crecimiento poblacional o la probabilidad de extinción de la población salvaje, a corto y medio y plazo.

MÉTODOS

Terminología utilizada

A continuación se definen los parámetros utilizados en el trabajo:

- **Éxito reproductor (%):** porcentaje de hembras con al menos 1 juvenil (exitosas), respecto al total de hembras censadas (estimado a partir de batidas a finales de verano)
- **Tasa de vuelo:** Nº medio de juveniles por hembra exitosa (o hembra con al menos 1 juvenil) (estimado a partir de batidas a finales de verano)
- **Productividad:** Nº medio de juveniles por hembra (exitosa o no). La productividad es el resultado de multiplicar el éxito reproductor por la tasa de vuelo (estimado a partir de batidas a finales de verano)
- **Supervivencia juvenil o durante el primer año de vida:** Supervivencia desde finales del primer verano (edad 0), cuando es un juvenil, hasta la primavera, momento en el que pasa a ser un subadulto (edad 1)
- **Supervivencia adulta:** Supervivencia anual de subadultos (individuos de 1-2 años) o adultos (2 años o más). De primavera a primavera.

Recopilación bibliográfica de datos demográficos

Reproducción

En la bibliografía consultada se ha encontrado dos datos de interés en lo referente a los parámetros reproductivos descritos anteriormente:

- Productividad de 0.37 juveniles/hembra (Ballesteros y Robles 2005). Este dato proviene de las batidas realizadas en los meses de agosto y principios de septiembre en la cordillera Cantábrica en los años 1988-89 y 1997-2000.
- Tasa de vuelo de 2.2 juveniles/hembra; % de éxito reproductor de 26%; productividad de 0.54 juveniles/hembra (Bañuelos et al., 2008). Estos datos provienen de las batidas realizadas con perros adiestrados en los meses de agosto y principios de septiembre en la cordillera Cantábrica en los años 1997-2004.

Presumiblemente los datos origen para calcular las tasas anteriores son los mismos para el periodo 1997-2000. Para realizar el análisis de viabilidad poblacional se han utilizado los datos aportados por Bañuelos et al., (2008), puesto que se proporcionan datos para tres parámetros en lugar de uno.

Mortalidad de juveniles y machos adultos (o subadultos)

Para la mortalidad anual de los machos adultos (y subadultos), puesto que no hay datos suficientes para la población cantábrica, se han promediado los valores encontrados en la bibliografía, que provienen de cuatro poblaciones europeas (Tabla 1), obteniendo un valor de 0.21.

| País/población | Mortalidad anual machos adultos | Referencia bibliográfica |
|-----------------------|--|---------------------------------|
| Alemania (Alpes) | 0.15 | Grimm & Storch, 2000 |
| Pirineos franceses | 0.2 (0.1-0.3) | Ménoni 1991 |
| Escocia | 0.19 | Moss et al., 2000 |
| Noruega | 0.3 | Wegge et al., 1987 |
| Promedio | 0.21 | |

Tabla 1: Estima de la mortalidad anual de machos adultos obtenida a partir del promediado de los valores publicados para cuatro poblaciones/subespecies distintas a las del urogallo cantábrico.

En cuanto a la mortalidad durante el primer año de vida (machos y hembras), todavía existen menos datos publicados, y el rango oscila entre 0.5 de mortalidad anual de la población escocesa (Moss et al., 2000) a 0.81 en el macizo del Jura (Sachot et al., 2005). En este caso, también se ha calculado el promedio de ambas poblaciones (0.65) y se ha partido de este valor para realizar el primer escenario demográfico, aunque posteriormente se ha ido ajustando (ver resultados). Existe más información sobre supervivencia en las primeras etapas de vida (por ejemplo Storch, 1994), pero a menudo incluye períodos mayores (desde que eclosionan los huevos) o menores (sólo para el período invernal), por lo que no son datos comparables.

Estima de la supervivencia/mortalidad adulta de hembras (método Kaplan-Meier)

En el caso de la mortalidad de hembras, puesto que desde 2006 hasta la actualidad se han marcado y radio-seguido distintos ejemplares con emisores (datos no publicados, L. Robles, com.pers.), en el presente trabajo se ha podido estimar su supervivencia promedio anual entre 2006 y 2014, con una muestra total de 10 hembras. La supervivencia se ha estimado con la ayuda del software Mark (versión 8.0) (White & Burnham, 1999) y mediante el método de Kaplan-Meier (Kaplan-Meier, 1958), típicamente utilizado para estimar la supervivencia de ejemplares radio-marcados para los cuáles se conoce su destino, es decir, si mueren o sobreviven hasta el año siguiente. En la Tabla 2 se muestra el resultado de la estima del promedio anual obtenido para el periodo 2006-2014.

| Edad y Sexo | Supervivencia hembras adultas | Intervalos de confianza |
|------------------------------|-------------------------------|-------------------------|
| Hembras adultas y subadultas | 0,73 | 0,47-0,90 |

Tabla 2: Estima de la supervivencia anual de hembras adultas para el urogallo cantábrico a partir del método Kaplan-Meier (n=10 hembras radio-marcadas entre 2006-2014).

En los próximos años de radio-seguimiento, se podrá estimar con más precisión la supervivencia anual de las hembras adultas, puesto que con una muestra de 10 ejemplares, el nivel de incertidumbre todavía es considerable (intervalos de confianza entre 0.47-0.90). Aun así, la estima obtenida (0.27 de mortalidad anual) se aproxima bastante a los valores encontrados en la bibliografía, que en la mayoría de los casos oscilan entre 0.32 y 0.37 (Ménoni, 1991; Moss et al., 2000; Grimm & Storch 2000; Ahlen et al., 2013), con la excepción del macizo del Jura, donde se estimó una mortalidad anual para las hembras de tan sólo 0.18 (Leqlerq 1987).

Modelización demográfica de la población de urogallo

Para elaborar todos los escenarios de viabilidad poblacional, tanto los que representan la situación actual (de los últimos 5-10 años), como para evaluar el efecto de la retirada de puestas (parcial o completa) sobre la dinámica poblacional del urogallo cantábrico, se ha utilizado el software Vortex (versión 10) (Lacy & Pollack, 2015). Este es un programa de

simulación que permite modelar el efecto de los procesos deterministas y estocásticos sobre la dinámica de las poblaciones, sobre una base individual.

Para cada escenario, se han realizado 1000 simulaciones distintas proyectando las predicciones a 15 años vista. No se han proyectado los modelos más allá de los 15 años, puesto que el objetivo no es tanto evaluar la viabilidad poblacional del urogallo cantábrico a medio y largo plazo, sino evaluar el efecto que produciría sobre la dinámica poblacional un manejo aplicado temporalmente, como es la retirada de puestas y la suplementación con ejemplares nacidos en cautividad. Por lo tanto, al ser un manejo de aplicación a corto y medio plazo, sus efectos también se han medido en esta ventana temporal.

Se ha definido la extinción de la población en el momento en que no queda ningún ejemplar de alguno de los dos sexos. Para obtener predicciones conservadoras, se ha considerado que existe depresión genética por efecto de consanguinidad, puesto que se ha demostrado que la población cantábrica de urogallo ha perdido bastante diversidad genética y se ha sugerido que este proceso puede haber derivado en problemas de consanguinidad (Rodríguez-Muñoz et al., 2015). La consanguinidad se ha incorporado en los modelos asumiendo los valores por defecto que ofrece el programa Vortex (Lacy et al., 2015), puesto que la información que precisa el programa para modelar la consanguinidad se desconoce en esta especie (y para la mayoría de especies). La forma que tiene el programa Vortex de modelar los efectos de la consanguinidad, es reduciendo la supervivencia (en un grado distinto para cada individuo) durante el primer año de vida de los ejemplares.

Aunque es evidente que se trata de una simplificación de la realidad, ya que la consanguinidad puede afectar también a otros parámetros como el éxito reproductor o la tasa de vuelo, al menos se trata de un punto de partida conservador para proyectar los modelos en el futuro, dada la ausencia de la información específica que requiere el programa. De hecho, no está demostrada la consanguinidad en la población de urogallo cantábrico, aunque hay fuertes sospechas de que puede tener un papel en el declive (Rodríguez-Muñoz et al., 2015).

Proceso de selección del escenario base que represente adecuadamente la situación actual

Antes de evaluar el efecto de la gestión ex-situ, se ha seguido el proceso de la Figura 1 para obtener y seleccionar el escenario base más plausible, aquél que mejor puede representar la situación demográfica actual o de los últimos años. En primer lugar se ha parametrizado un modelo inicial a partir de los datos recopilados en la bibliografía, o estimados en esta memoria (ver apartado anterior). Los valores de los principales parámetros demográficos del modelo inicial se muestran en la Tabla 3. Tras proyectar este modelo inicial en el tiempo, se ha observado que las predicciones son extremadamente críticas/pesimistas, con una disminución poblacional prevista del 21% anual (ver resultados), para nada congruente con la información publicada sobre la tendencia poblacional entre finales del siglo pasado y principios del actual, que habla de un declive del 3%-5.4% anual (machos) (Pollo et al., 2005, Storch et al., 2006).

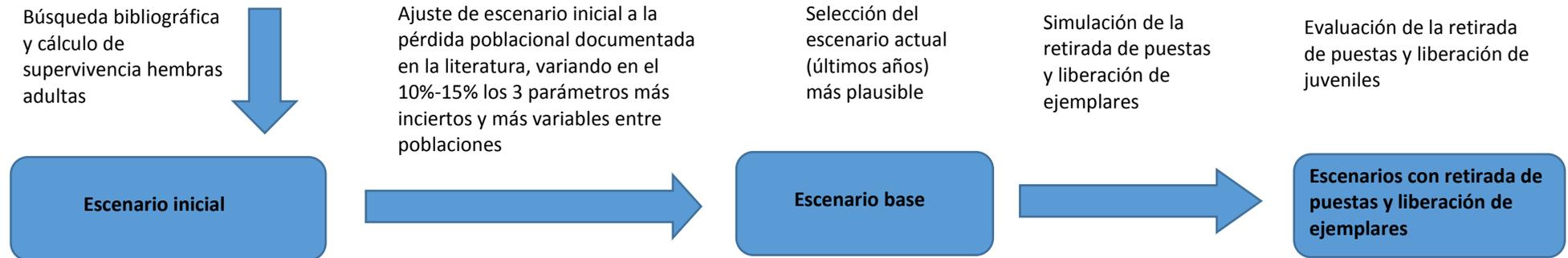


Figura 1: Proceso seguido a partir de la recopilación bibliográfica para obtener el escenario demográfico actual más plausible y, a partir de éste, evaluar el efecto de la retirada de puestas y liberación de juveniles nacidos en cautividad

Este resultado indica que, efectivamente, existe mucha incertidumbre en la estima de algunos de los principales parámetros demográficos. De hecho, hay poca información sobre los valores que, actualmente o en los últimos años, toman los parámetros demográficos del urogallo cantábrico, especialmente para aspectos importantes como la supervivencia para las distintas clases de edad y sexo y, en menor grado, para los datos reproductivos, a excepción de los datos publicados en Bañuelos et al. (2008).

| Parámetro | Valor | Referencia | Observaciones |
|--|-------------------|---|--|
| Edad de 1ª reproducción (hembras/machos) | 2ª año/ 3ª año | Moss et al. 2000 | Es la edad en que la mayoría de hembras/machos empiezan a reproducirse |
| Máxima longevidad | 10 años | Grimm & Storch, 2000 | En estado salvaje |
| Máximo número de nidadas/hembra y año | 1 | Lindstrom, 1994 | |
| Nº máximo de pollos/nidada | 8 | Lindstrom, 1994 | |
| Sex-ratio al nacer | 50% | | |
| Éxito reproductor | 29±5% | Bañuelos et al., 2008, | % de hembras con algún juvenil (batidas de finales de verano) Corregido por el % de hembras adultas de la población (90%)* |
| Tasa de vuelo | 2.2±1.5 | Bañuelos et al., 2008 | Nº de juveniles/hembra exitosa (batidas) |
| Mortalidad 1ª año | 65±15% | Moss et al. 2000; Sachot et al. 2005 | Desde finales 1ª verano a finales verano siguiente. Promedio de dos poblaciones (Escocia y Jura) |
| Mortalidad adulta hembras (y subadulta) | 27±15% | Datos no publicados (Robles com pers.) | Estimado en esta memoria por el método de Kaplan-Meier |
| Mortalidad adulta machos (y subadulta) | 21±15% | Wegge et al., 1987; Ménoni 1991 Grimm & Storch 2000; Moss et al. 2000 | Promedio de cuatro poblaciones (Escocia, Alemania, Noruega y Pirineos franceses) |
| Población inicial | 500 ej. (450 ad.) | Storch et al., 2006; Pollo et al., 2005 | Puesto que la estima ya tiene unos años, se ha redondeado a la baja |

Tabla 3: Valores asignados a los principales parámetros demográficos para el urogallo o cantábrico en el modelo demográfico inicial (se muestra el promedio y la desviación estándar). *Dicha corrección asume una distribución estable de edades y se aplica puesto que el % de hembras con juveniles obtenido por batidas, incluye las hembras subadultas (1 año) que no se han reproducido.

Dada la incertidumbre en la estima de algunos parámetros, se han simulado una serie de escenarios alternativos al escenario inicial, variando ligeramente los valores de dichos parámetros. Por lo tanto, el proceso seguido para seleccionar el modelo base, aquél que puede reflejar de forma más ajustada la situación actual (o de los últimos 5-10 años), ha sido ir modificando progresivamente las estimas de tres de los parámetros de la Tabla 3, hasta llegar

a un modelo que prediga un declive similar al 3%-5.4% publicado. Finalmente, decir que los parámetros demográficos modificados siempre se han mantenido dentro de los niveles descritos para la especie en otras poblaciones/subespecies europeas, con el objetivo de ajustarse a situaciones reales y conocidas para la especie.

Siguiendo los criterios arriba mencionados, se han modificado los siguientes parámetros demográficos, los más relevantes para la dinámica poblacional y, a la vez, los más variables entre poblaciones:

- **% de éxito reproductor:** los valores en la literatura sobre la especie varían entre el 30-65% (porcentaje de hembras con algún juvenil) (Menoni 1991; Storch 1994). El valor del modelo inicial es incluso inferior a dicho rango, del 26% (Bañuelos et al., 2008), que corregido por el porcentaje de hembras adultas (0.9), da un valor del 29% (Tabla 3). Se ha modificado en un 10% y en un 15%, lo que significa unos valores de 36% y 41%, respectivamente, que se encuentran dentro del rango publicado del 30-65%. Tras la corrección por el porcentaje de hembras adultas, resulta en valores de 40% y 46%, respectivamente (% de hembras adultas con al menos 1 juvenil).
- **Tasa de vuelo:** la incertidumbre en este parámetro es considerable puesto que no se han encontrado estimas en la literatura a excepción de Menoni (1991), que dan un valor de 2.3 juveniles/hembra exitosa en los Pirineos franceses, muy similar al dato ofrecido por Bañuelos et al (2008) en el cantábrico. Se ha añadido a esta tasa un 10% y un 15%, dando un valor de 2.9 y 3.2 juveniles/hembra exitosa. Se desconoce hasta qué punto este incremento es realista y alcanzable, por falta de datos comparables en otras poblaciones.
- **Mortalidad durante el 1^{er} año de vida:** la incertidumbre en este parámetro es alta puesto que existen muy pocos datos en la bibliografía sobre la mortalidad desde la edad juvenil (finales del primer verano) hasta la siguiente primavera: del 50% en Escocia (Moss et al., 2000) y del 81% en el macizo del Jura (Sachot et al. 2005). En el escenario inicial se ha tomado el valor medio (65%). En el nuevo escenario se ha reducido la mortalidad hasta el 50% (resta del 15%), el valor mínimo disponible en la bibliografía.

No se ha modificado el valor de la mortalidad adulta de machos y hembras puesto que los valores del escenario inicial ya se encuentran justo en el medio de los rangos observados en la literatura o incluso por debajo, es decir ya son lo suficientemente optimistas. En el caso de los machos, es lógico puesto que se ha estimado la mortalidad promediando los valores encontrados en la bibliografía (Tabla 3). En el caso de las hembras, el valor estimado en este trabajo mediante el método Kaplan-Meyer (27% de mortalidad), también se encuentra en el medio del rango estimado para poblaciones europeas 18-37% (Ménoni, 1991; Moss et al., 2000; Grimm & Storch, 2000; Ahlen et al., 2013), y es el más optimista sólo por debajo del citado por Sachet et al. (2005) en el macizo del Jura (18%). En definitiva se ha considerado poco realista el hecho de simular un escenario en el que la mortalidad adulta mejorase.

Efecto de la retirada de puestas y liberación de juveniles sobre la viabilidad y dinámica poblacional

A partir del modelo base seleccionado, se han realizado distintos escenarios, simulando la extracción de huevos y la suplementación posterior de ejemplares (nacidos en cautividad).

Extracción de huevos

Por lo que respecta a las extracciones, se han simulado las siguientes situaciones:

- **Escenario 2:** Se retiran completamente 10 puestas anualmente durante los primeros 5 años (equivalente 70 huevos anuales o 350 huevos en 5 años, asumiendo una puesta media de 7 huevos)
 - **2A.** Se asume que el 90% de las hembras adultas realizan puesta
 - **2B.** Se asume que el 67% (2/3 partes) de las hembras adultas realizan puesta
- **Escenario 3:** Se retiran parcialmente (la mitad) 10 puestas anualmente durante los primeros 10 años (equivalente a 35 huevos anuales o a 350 huevos en 10 años si la puesta media es de 7 huevos)
 - **3A.** Se asume que el 90% de las hembras adultas realizan puesta
 - **3B.** Se asume que el 67% (2/3 partes) de las hembras adultas realizan puesta

El número de huevos a extraer se ha escogido de forma subjetiva y orientativa, teniendo en cuenta que es preferible simular una extracción superior a la que finalmente se producirá, ya que de esta forma se puede evaluar el impacto máximo que podría tener la actuación. Si el resultado de estas simulaciones es que el impacto no es severo y, posteriormente, se extraen menos puestas, con toda certeza no se estará poniendo en peligro la población salvaje. Domínguez et al. (2014), a partir de su estudio genético, llegan a la conclusión de que harían falta 70-100 ejemplares en el stock cautivo para tener una buena representación genética de la población salvaje. Esta cifra corresponde a un 20-33% de los 350 huevos extraídos en las simulaciones, lo que supone que la supervivencia acumulada de huevos, polluelos y juveniles hasta la edad adulta, en cautividad, debería ser superior al 20-33% para conseguir dicho stock. Este porcentaje parece alcanzable y, en el futuro, mejorable, teniendo en cuenta que según datos no publicados (L.Robles, com pers.), de 3 puestas retiradas parcial y/o completamente de la población salvaje, el 20% sobrevivieron en cautividad hasta la edad adulta (n=10 huevos).

La extracción de huevos se ha simulado mediante la extracción equivalente de juveniles (finales de verano). Para el cálculo de juveniles a extraer anualmente, se ha aplicado la siguiente lógica. En primer lugar se ha calculado la probabilidad de que una puesta tenga éxito, que no es lo mismo que el éxito reproductor (obtenido mediante las batidas), ya que no todas las hembras llegarán a realizar puesta. Para ello se han asumido 2 escenarios, en los que el 90% y el 67% (2/3 partes) de las hembras adultas realizan puesta (Tabla 4). Este aspecto es importante a tener en cuenta, ya que el impacto de extraer puestas dependerá del % de hembras que realizan puesta y del éxito que tengan estas puestas. Cuanto menores sean dichos porcentajes, mayor será el impacto, a pesar de extraer el mismo número de huevos.

| Escenario | Porcentaje de hembras adultas en la población (C) | Probabilidad de que una hembra (adulta) realice puesta (D) | Porcentaje de hembras con al menos 1 juvenil (batidas) (=éxito reproductor) (E) | Probabilidad de que una hembra que ha hecho puesta, sea exitosa (consiga al menos 1 juvenil) (F) |
|-----------|---|--|---|--|
| A | 90% | 90% | 36% | 44% |
| B | 90% | 67% | 36% | 60% |

Tabla 4: Cálculo del porcentaje o probabilidad de que una hembra que haya hecho puesta, consiga sacar adelante como mínimo 1 juvenil (tenga éxito) (F), en función del porcentaje de hembras adultas que hayan realizado puesta (Escenario A: 90% / Escenario B: 67%). $F=E/(C*D)$.

Una vez obtenido este porcentaje, se ha calculado el número de juveniles que habrían sobrevivido (estarían vivos a finales de su primer verano) del total de huevos que se pretende extraer anualmente (Tabla 5).

| Escenario | Nº de puestas extraídas/año | Completas/ Parciales | Probabilidad de que una hembra con puesta, sea exitosa (consiga al menos 1 juvenil) (F) | Productividad (Nº medio de juveniles/hembra exitosa) | Equivalencia en nº de juveniles extraídos/año |
|-----------|-----------------------------|----------------------|---|--|---|
| 2A | 10 | 1 | 44% | 2.9 | 13 |
| 2B | 10 | 1 | 60% | 2.9 | 17 |
| 3A | 10 | 0.5 | 44% | 2.9 | 6 |
| 3B | 10 | 0.5 | 60% | 2.9 | 9 |

Tabla 5: Cálculo del número de juveniles a que equivale la extracción de la población 10 puestas completas (escenario 2) o parciales (escenario 3) y según el % de hembras adultas que realizan puesta (escenario A o B)

Finalmente, en relación a la retirada de puestas parciales, se ha impuesto una penalización a las puestas parciales que no se retiran, debido a que cabe la posibilidad de que algunas sean depredadas tras la manipulación humana, por parte de mamíferos que siguen pistas de olfato (Ibáñez-Alamo et al., 2012). Sin datos específicos disponibles, se ha asumido una depredación añadida del 25% sobre las puestas parciales manipuladas (Tabla 6).

| Escenario | Equivalencia en nº de juveniles extraídos/año | Penalización por depredación de puestas manipuladas | Total juveniles extraídos/año y escenario |
|-----------|---|---|---|
| 2A | 13 | - | 13 |
| 2B | 17 | - | 17 |
| 3A | 6 | 2 | 8 |
| 3B | 9 | 2 | 11 |

Tabla 6: Suma final del número de juveniles a que equivale la extracción de la población 10 puestas completas (escenario 2) o parciales (escenario 3) y según el % de hembras adultas que realizan puesta (escenario A o B)

Liberación de juveniles nacidos en cautividad

Se ha simulado la liberación de juveniles en su primer verano u otoño, a partir del tercer año de simulación en todos los casos. Ésta es una fecha que puede considerarse suficiente para empezar a liberar ejemplares nacidos en cautividad, teniendo en cuenta que los individuos

obtenidos en el primer año de simulación (a partir de los huevos extraídos) ya habrán alcanzado la edad adulta y serán capaces de reproducirse en el tercer año, como mínimo (algunas hembras antes). La liberación se produce durante 12 años, es decir hasta el final de la simulación.

Se han generado tres escenarios de liberación, asumiendo que se puedan alcanzar distintos niveles de éxito, en función de la supervivencia alcanzada por huevos, polluelos, juveniles y adultos en condiciones de cautividad. Los distintos escenarios de liberación deberían ayudar a valorar el objetivo que hay que marcarse en cuanto al número de juveniles que hay que liberar anualmente, para que la cría en cautividad sea efectiva y produzca beneficios visibles sobre la población salvaje. Edward-Jones & Marshal (1998) mencionan que 30-50 ejemplares en cautividad podría ser el número máximo alcanzable para liberar de forma anual y, por este motivo, no se ha simulado una liberación superior.

- Liberación de 15 juveniles anuales (total de 180 juveniles en 12 años)
- Liberación de 30 juveniles anuales (total de 360 juveniles en 12 años)
- Liberación de 45 juveniles anuales (total de 540 juveniles en 12 años)

Es conocido por experiencias previas de liberación de urogallos y de otras especies, que la aclimatación al medio natural de los ejemplares nacidos en cautividad no es fácil, y que esto explica los resultados negativos de otras experiencias de gestión ex-situ en esta especie (Klaus, 1998; Storch, 2007). Por lo tanto, para cada uno de los escenarios anteriores, se han simulado dos nuevos escenarios, donde se impone una mortalidad durante el primer año de vida (tras la liberación) superior a la del 50% impuesta para los juveniles en estado salvaje en el escenario base. A falta de datos específicos, se ha añadido una mortalidad del 10% y del 30%, por lo que la mortalidad resultante para los juveniles liberados será del 60% y del 80% en cada escenario. En total pues, se han simulado seis escenarios diferentes de liberación de juveniles.

Finalmente, decir que para ser conservadores, se ha simulado en todos los escenarios la liberación de igual número de machos y hembras a la población salvaje. Sin embargo, se han hecho simulaciones (no se muestran en el trabajo) en las que se soltaban más hembras (2/3 partes) que machos (1/3 parte) y, evidentemente, las predicciones sobre la viabilidad de la población mejoran (aunque levemente), puesto que las hembras son el sexo limitante y

además se ha impuesto una mortalidad superior para las hembras adultas respecto (27%) a los machos (21%), en todos los escenarios.

RESULTADOS

Selección del escenario base y viabilidad poblacional si las condiciones actuales se mantienen

El escenario de partida (inicial), aquél que parte de los escasos datos reproductivos disponibles en la literatura para el urogallo cantábrico, de las estimas de mortalidad calculadas en el presente trabajo, y que asume que las condiciones actuales se mantienen en el futuro (ni mejoran ni empeoran), predice un riesgo de extinción del 38% a 15 años vista (Tabla 7). A pesar de que el modelo tiene un nivel importante de incertidumbre (amplias desviaciones estándar), también predice claramente una tasa de crecimiento negativa, que implica una fuerte pérdida de efectivos poblacionales, del 21% anual.

Este declive no es nada coherente con el descrito por la literatura (Ballesteros & Robles, 2005; Pollo et al., 2005; Storch et al., 2006; Bañuelos & Quevedo, 2008), que indica una pérdida anual de machos en cantaderos del 3% para la vertiente sur de la cordillera cantábrica entre 1980-2000, y una pérdida del 5.4% anual de cantaderos ocupados entre 2000 y 2005 para la vertiente norte (y posiblemente para toda la población)(Bañuelos & Quevedo, 2008). Dicha pérdida de cantaderos se puede traducir en una pérdida anual de machos del 5.4% como mínimo, dado que desde 2001 la mayoría de cantaderos eran ocupados por un solo macho (Ballesteros & Robles, 2005; Bañuelos & Quevedo, 2008).

El nivel de incongruencia entre el escenario inicial y las tendencias publicadas es tal, que invita a pensar en dos alternativas: o bien los datos de reproducción y supervivencia que se asumen en el escenario inicial están infravalorados (y el declive real es menor del predicho por el modelo), o bien las tendencia reales de la población están infravaloradas (y el declive real es mayor del estimado). Por este motivo, y dado que existe incertidumbre en la estimación de los principales parámetros demográficos para el urogallo cantábrico, el siguiente paso ha sido realizar distintos escenarios posibles (Tabla 7), modificando progresivamente los valores reproductivos y de supervivencia (ver métodos), hasta obtener un modelo que prediga unas pérdidas poblacionales similares o cercanas a las publicadas.

Los distintos escenarios planteados en los que solamente mejora un parámetro demográfico, continúan prediciendo un declive fuerte (tasas de crecimiento de entre -0.18 y -0.19) y un riesgo de extinción del 9% a 15 años vista, con una población final media por debajo de 70 individuos, y una pérdida anual de efectivos del 16-17% (Tabla 7). Estos modelos continúan

alejándose demasiado de las tendencias descritas en la literatura y por este motivo no han sido seleccionados para modelizar la retirada de puestas en el apartado siguiente.

| Escenario | Cambio respecto E. inicial | T. de crecimiento determinista/estocástica | Prob. de extinción a 15 años | Población al cabo de 15 años* | Pérdida poblacional anual* |
|---|---|--|------------------------------|-------------------------------|----------------------------|
| E. inicial | | -0.28/-0.31±0.28 | 38% | 11±11 | 21% |
| -15%MJ | MJ pasa de 0.65 a 0.5 | -0.19/-0.23±0.26 | 9% | 28±28 | 17% |
| +15%ER | ER pasa de 0.29 a 0.46 | -0.18/-0.22±0.28 | 9% | 33±36 | 16% |
| +15%TV | TV pasa de 2.2 a 3.2 | -0.19/-0.22±0.27 | 9% | 32±34 | 17% |
| -10%MJ +10%ER +10%TV | MJ: de 0.65 a 0.55 ER: de 0.29 a 0.40 TV: de 2.2 a 2.9 | -0.10/-0.13±0.26 | 0.8% | 111±120 | 10% |
| -15%MJ +10%ER +10% TV (Escenario base) | MJ: de 0.65 a 0.50 ER: de 0.29 a 0.40 TV: de 2.2 a 2.9 | -0.07/-0.11±0.22 | 0.4% | 156±150 | 7% |
| -15%MJ +15%ER +15% TV | MJ: de 0.65 a 0.50 ER: de 0.29 a 0.46 TV: de 2.2 a 3.2 | -0.01/-0.04±0.25 | 0.3% | 345±259 | 3% |

Tabla 7: Tasas de crecimiento, probabilidad de extinción y población al cabo de 15 años para el escenario de partida y para los distintos escenarios de mejora de uno, dos o tres de los principales parámetros demográficos. Se muestran promedios y desviaciones estándar. MJ: Mortalidad durante el primer año de vida (desde finales de verano); ER: porcentaje de hembras adultas que se reproducen con éxito; TV: nº de juveniles por hembra exitosa. En negrita se marca el escenario escogido para simular las extracciones de puestas y la liberación de individuos en los siguientes apartados.* tamaño o pérdida poblacional para las poblaciones que no se han extinguido

Modificando simultáneamente tres parámetros (el porcentaje de hembras con juvenil/es o éxito reproductor), la tasa de vuelo (nº de juveniles/hembra exitosa) y la mortalidad en el primer año de vida, se obtienen proyecciones más concordantes con las tendencias descritas en la bibliografía (Tabla 7). Por ejemplo, aumentando en un 10% dichos parámetros, la pérdida poblacional anual se sitúa en un 10% y la probabilidad de extinción a 15 años vista baja a menos del 1%. Mejorando un 15% los tres parámetros mencionados, el modelo predice una pérdida anual de efectivos del 3%, ya totalmente de acuerdo con las tendencias descritas por Pollo et al. (2005), pero no con las descritas más recientemente por Bañuelos & Quevedo (2008) del 5.4%.

El escenario que se aproxima más a este declive del 5.4% anual es aquél en el que se mejoran en un 10% los parámetros reproductores (promedio de 36% de hembras con juvenil/es y 2.9 juveniles/hembra exitosa) y en un 15% la supervivencia durante el primer año de vida (promedio de 0.5), respecto al escenario inicial (Tabla 7 y Figura 2). Este nuevo escenario

predice una pérdida anual del 7% de los efectivos poblacionales y una tasa de crecimiento determinista del -0.07 y estocástica de -0.11 ± 0.22 . La probabilidad de extinción a 15 años vista es menor al 1% (Tabla 7) y a 25 años vista, del 9%. Aunque arroja unas pérdidas poblacionales un poco mayores a las descritas, éste ha sido el escenario escogido como el más representativo y plausible de la situación actual del urogallo cantábrico. De hecho, es preferible ser conservadores y asumir un escenario ligeramente peor al que teóricamente se desprende de los datos de tendencia publicados en la literatura.

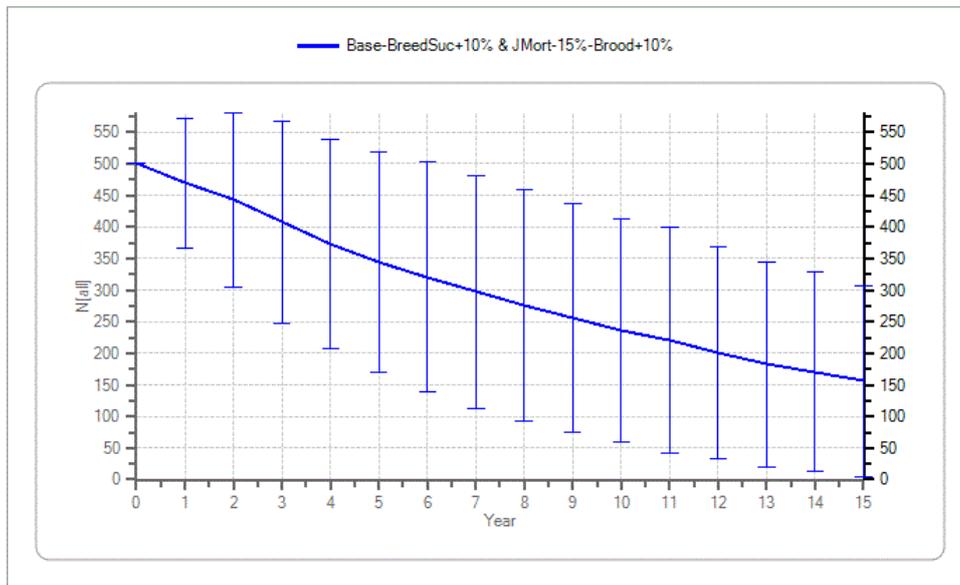


Figura 2: Proyección a 15 años del tamaño poblacional (promedio y desviación estándar) según el escenario base escogido como más plausible y que mejor podría representar la situación actual de la especie.

Del escenario base escogido se derivan algunas apreciaciones en relación a los valores finales que toman los parámetros demográficos: El escenario aquí escogido asume que el éxito reproductor (% de hembras con al menos 1 juvenil) estaría en el 36%, la tasa de vuelo en 2.9 juveniles/hembra exitosa y la productividad final en 1.0 juvenil/hembra.

Estos valores son bastante superiores a los únicos datos encontrados en la bibliografía, que indican un éxito reproductor del 26%, una tasa de vuelo de 2.2 juveniles/hembra y una productividad final de 0.57 juveniles/hembra (Bañuelos et al., 2008). Uno puede pensar que esta diferencia no es posible, pero en este caso, sólo habría dos alternativas: o la pérdida poblacional es todavía mayor a la descrita por Bañuelos & Quevedo (2008), o la mortalidad durante el primer año debería ser menor al 50% para que las predicciones se ajusten a las pérdidas poblacionales publicadas del 5.4%. El valor más optimista disponible en la bibliografía

(Moss et al., 2000) para la mortalidad durante el primer año de vida es de 50%, por lo que no sería prudente rebajar todavía más la mortalidad de esta franja de edad (y de esta forma ajustarse más a la tasa reproductiva y a las tendencias publicadas para el urogallo cantábrico).

En definitiva, lo interesante es remarcar que para la conservación de la especie, sería crucial en un futuro próximo confirmar alguna de las siguientes hipótesis: 1) las tasas reproductivas son superiores a las descritas en Bañuelos et al. (2008) o 2) el declive poblacional es todavía mayor al descrito por Bañuelos & Quevedo (2008) o 3) la mortalidad de jóvenes y adultos en el cantábrico es de las más bajas de Europa (opción muy poco probable).

Finalmente, cabe mencionar que se asume que la población inicial es de 500 individuos (entre adultos y subadultos), pero que es probable que a fecha de 2015 la población sea todavía menor, ya que para 2000-2003 se estimaba una población 630 individuos y el declive ha continuado (Storch et al., 2006; Bañuelos & Quevedo 2008).

Esto no invalida el resultado anterior, pero se traduciría en un mayor riesgo de extinción a corto plazo. Por ejemplo, aunque no se muestra en la Tabla 7, se ha realizado una simulación del escenario base para una población inicial de 300 individuos que predice una probabilidad de extinción a 15 años del 1.5% (en lugar del 0.4%) y una población final de 97 ± 95 individuos, en lugar de 156 ± 150 .

La situación crítica viene dada sobre todo, por los niveles poblacionales predichos por el escenario base (y los demás escenarios donde se varían varias tasas demográficas), que son bajos o muy bajos, de tan sólo varias decenas de individuos. Es decir, aunque los escenarios prevén una baja probabilidad de extinción a 15 años vista, en este plazo de años la población puede entrar en una situación de casi-extinción, donde los factores estocásticos empiezan a tener mucho impacto, dificultando mucho la gestión de la población.

Algunos estudios indican que el tamaño mínimo viable de una población de urogallo debe ser de 500 ejemplares (Grimm & Storch, 2000) o incluso 1.000 ejemplares para evitar la pérdida de variabilidad genética (Segelbacher et al., 2003), lo que sugiere que la población actual ya podría no ser viable, sin la aplicación inmediata y decidida de distintas medidas de gestión simultáneas.

Efecto de la retirada completa o parcial de puestas sin liberación de individuos

Para valorar el impacto de la retirada de puestas completas y parciales sobre la población se ha comparado el escenario base (se mantienen las condiciones actuales en el futuro) con el peor escenario posible, es decir que se retiren puestas parcial o completamente, pero que el programa de cría en cautividad no funcione correctamente, y no se puedan liberar ejemplares en un futuro, o que el 100% de los juveniles liberados mueran antes de incorporarse a la población salvaje adulta (Tabla 8).

Se han simulado cuatro escenarios de retirada de puestas (métodos) y en todos los casos se han proyectado a 15 años vista:

- **Escenario 2:** Se retiran completamente 10 puestas anualmente durante los primeros 5 años (equivalente a 350 huevos en 5 años asumiendo una puesta media de 7 huevos)
 - **2A.** Se asume que el 90% de las hembras adultas realizan puesta
 - **2B.** Se asume que el 67% (2/3 partes) de las hembras adultas realizan puesta
- **Escenario 3:** Se retiran parcialmente (la mitad) 10 puestas anualmente durante los primeros 10 años (equivalente a 350 huevos en 10 años si la puesta media es de 7 huevos).
 - **3A.** Se asume que el 90% de las hembras adultas realizan puesta
 - **3B.** Se asume que el 67% (2/3 partes) de las hembras adultas realizan puesta

| Escenario | T. de crecimiento estocástica | Prob. de extinción a 15 años | Tamaño poblacional final (individuos)* | Pérdida poblacional anual* |
|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|--|----------------------------|
| Escenario base (sin retirada) | -0.11±0.22 | 0.4% | 156±150 | 7% |
| Escenario 2A | -0.11±0.25 | 0.2% | 150±147 | 8% |
| Escenario 2B | -0.11±0.25 | 0.9% | 150±149 | 8% |
| Escenario 3A | -0.12±0.25 | 1.4% | 148±145 | 8% |
| Escenario 3B | -0.12±0.26 | 2.7% | 136±143 | 8% |

Tabla 8: Tasa de crecimiento, probabilidad de extinción y población al cabo de 15 años para el escenario base y para los escenarios de retirada completa (escenarios 2) o parcial (escenarios 3). A o B significa que el 90% o el 67% de las hembras adultas realizan puesta, respectivamente. Se muestran promedios y desviaciones estándar. En negrita, el escenario escogido para simular la liberación de individuos en el siguiente apartado.* tamaño o pérdida poblacional para las poblaciones que no se han extinguido

Aunque existe mucha incertidumbre en el resultado de los escenarios (amplias desviaciones estándares), el impacto de la retirada completa o parcial de puestas sobre la población se puede considerar mínimo y muy similar, incluso en el caso de que el programa de cría en cautividad fracasara y no se pudieran soltar ejemplares en los años siguientes (Tabla 8 y Figura 3).

Esto se explica por el hecho de que un porcentaje muy bajo de huevos se traduce en adultos que se incorporan a la población y, concretamente a 1) un porcentaje alto de nidos fracasan, 2) un porcentaje alto de polluelos no llegan a juveniles (finales de verano), 3) la mitad de los juveniles no llegan al primer año de vida y 4) una quinta parte, aproximadamente, de estos subadultos no llegarán a su segundo año de vida.

Por ejemplo, bajo la asunción de que el 67% de las hembras adultas realizan puesta, 10 puestas completas (escenario 2B) se traducirían en solamente 8-9 juveniles (finales de verano), de los cuales la mitad morirán en invierno, por lo que se incorporarían 4-5 subadultos a la primavera siguiente, que además probablemente no se reproduzcan hasta al año siguiente (hembras) o hasta al cabo de dos años (machos), con las pérdidas respectivas que se produzcan durante estos años. Por este motivo, el impacto de retirar dicho número de puestas es relativamente pequeño sobre la dinámica poblacional.

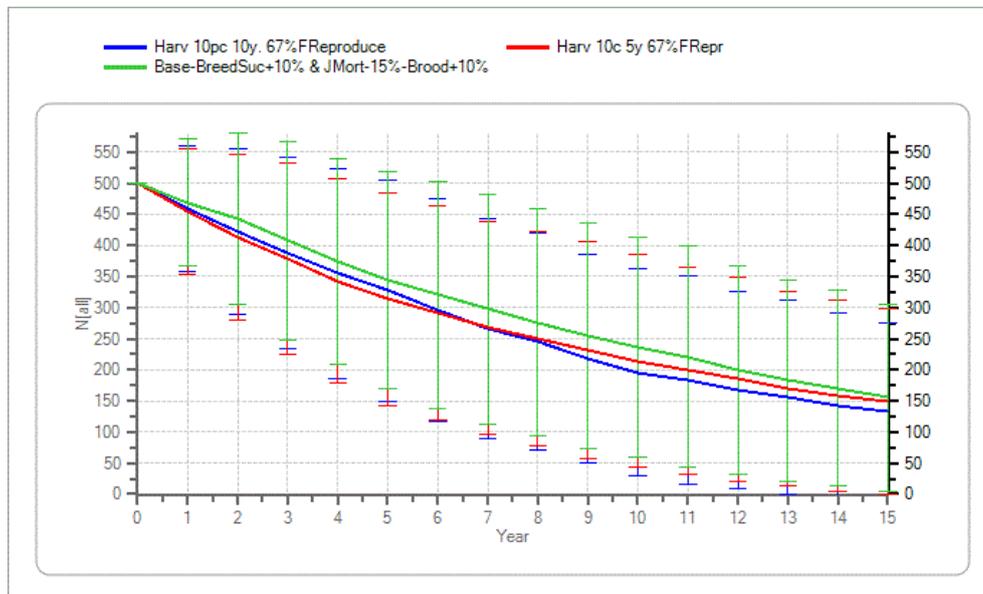


Figura 3: Proyección a 15 años del tamaño poblacional (promedio y desviación estándar) según el escenario base (verde) y los escenarios de retirada completa (rojo) y parcial (azul). Para los dos últimos se asume que sólo un 67% de las hembras adultas realiza puesta anualmente (escenarios 1, 2B y 3B de la Tabla 8).

No se ha realizado ningún análisis de sensibilidad puesto que tanto si se realiza una retirada completa como parcial de puestas, la tasa de crecimiento resultante es extremadamente similar (Tabla 8). De todas formas, se aprecia un leve mayor impacto de la retirada parcial de puestas respecto a la retirada completa, debido a que se ha impuesto una penalización en la retirada parcial. Concretamente, se ha asumido que en los nidos donde se retiran algunos huevos se puede producir una mayor atracción de depredadores terrestres que siguen pistas de olfato (Ibáñez-Alamo et al., 2012), y por lo tanto, para dichos nidos se ha impuesto una mayor tasa de fracaso (un 25% más de lo habitual) (ver métodos).

Así pues, desde el punto de vista demográfico de la población salvaje, el impacto de la retirada parcial y completa es muy similar, por lo que quizás otros criterios (como los genéticos, logísticos, etc.) deberían tenerse en cuenta para decidir qué opción se toma. Aunque no es el objetivo del presente trabajo, a continuación se apuntan algunos posibles criterios: Por ejemplo, la retirada completa sería preferible si se prevé una baja tasa de eclosión y supervivencia de polluelos en cautividad, ya que la retirada parcial puede significar que algunas de las puestas parciales retiradas se pierdan, y no se pueda incorporar rápidamente tanta variabilidad genética al stock cautivo, como sería posible con la retirada completa. Si al contrario, la supervivencia de los huevos extraídos y de los polluelos nacidos en cautividad fuera alta, el escenario de la retirada completa de puestas podría generar unos “excedentes” de juveniles que podrían ser soltados el mismo año, ya que quizás no haga falta ni sea aconsejable desde el punto de vista genético, mantener en cautividad a, por ejemplo, 6 hermanos. Desde un punto de vista ecológico, si las retiradas de puestas se realizan de forma completa (todos los huevos) y pronto en relación a la temporada de reproducción, quizás sería posible que alguna de las hembras realizara una puesta de reposición (Storaas et al., 2000), anulando en parte el impacto producido sobre la población salvaje. Pero existen otros factores a tener en cuenta, como la capacidad (en recursos y espacio) del centro de cría en cautividad, etc., que quizás inclinen la balanza hacia la retirada parcial.

En cualquier caso, y puesto que el impacto demográfico sobre la población salvaje de la retirada parcial y completa es muy similar (Tabla 8 y Figura 3), se ha seleccionado el escenario 2 (retirada completa) para elaborar los escenarios de suplementación o liberación de ejemplares nacidos en cautividad en el siguiente apartado. Y para ser el máximo de conservador posible, se ha escogido el escenario 2B, en el que tan sólo el 67% (2/3 partes) de las hembras adultas realizan puesta anualmente.

Efecto de la retirada completa de puestas y liberación de individuos nacidos en cautividad

En el apartado anterior se ha valorado el impacto de la retirada de puestas en comparación a un escenario base (es decir sin cambios en el futuro), bajo el peor escenario de todos: suponiendo que el programa de cría en cautividad no funciona y que no se pueden liberar ejemplares. Aunque esta comparativa tiene sentido para valorar el efecto de la retirada de puestas bajo un contexto conservador, lo más probable es que la retirada de puestas vaya acompañada con la liberación de ejemplares al cabo de unos años.

Por este motivo, en el presente apartado se han elaborado nuevos escenarios en los que además de la retirada de 10 puestas anualmente durante los primeros 5 años, se liberan ejemplares juveniles al cabo de unos años. Se han simulado tres escenarios con distintos niveles de suplementación de ejemplares nacidos en cautividad, para valorar distintos niveles de éxito potencialmente alcanzables en el programa de cría en cautividad (Marshall & Edward-Jones, 1998; Fernández-Olalla et al., 2012). Y, a su vez, para cada escenario anterior, se han simulado dos situaciones: una en que la mortalidad de los individuos nacidos en cautividad en su primer año de vida es un 10% peor de la de los nacidos en estado salvaje y otra en la que es un 30% peor (ver métodos):

La mortalidad de los juveniles en su primer año de vida es un 10% superior a la de los ejemplares salvajes, por lo tanto se aplica un 60% de mortalidad.

- Escenario 2B.15(60%): Se liberan 15 juveniles anualmente, a partir del 3^{er} año y durante 12 años (hasta el fin de la simulación).
- Escenario 2B.30 (60%): Se liberan 30 juveniles anualmente, a partir del 3^{er} año y durante 12 años (hasta el fin de la simulación).
- Escenario 2B.45 (60%): Se liberan 45 juveniles anualmente, a partir del 3^{er} año y durante 12 años(hasta el fin de la simulación).

La mortalidad de los juveniles en su primer año de vida es un 30% superior a la de los ejemplares salvajes, por lo tanto se aplica un 80% de mortalidad.

- Escenario 2B.15 (80%): Se liberan 15 juveniles anualmente, a partir del 3^{er} año y durante 12 años (hasta el fin de la simulación).

- Escenario 2B.30 (80%): Se liberan 30 juveniles anualmente, a partir del 3^{er} año y durante 12 años (hasta el fin de la simulación).
- Escenario 2B.45 (80%): Se liberan 45 juveniles anualmente, a partir del 3^{er} año y durante 10 años (hasta el fin de la simulación).

| Escenario | T. de crecimiento estocástica | Prob. de extinción a 15 años | Tamaño poblacional a los 15 años (individuos) * | Pérdida poblacional anual* |
|--|-------------------------------|------------------------------|---|----------------------------|
| Escenario base (sin retirada y sin liberación) | -0.11±0.22 | 0.4% | 156±150 | 7% |
| Escenario 2B (con retirada y sin liberación) | -0.11±0.25 | 0.9% | 150±149 | 8% |
| Escenario 2B.15(60%) | -0.08±0.24 | 0% | 193±157 | 6% |
| Escenario 2B.30(60%) | -0.06±0.24 | 0% | 256±181 | 4% |
| Escenario 2B.45(60%) | -0.04±0.23 | 0% | 307±191 | 3% |
| Escenario 2B.15(80%) | -0.09±0.25 | 0% | 179±165 | 7% |
| Escenario 2B.30(80%) | -0.08±0.24 | 0% | 197±159 | 6% |
| Escenario 2B.45(80%) | -0.07±0.24 | 0% | 228±174 | 5% |

Tabla 9: Comparativa de las predicciones a 15 años vista del modelo base y de los modelos que simulan una gestión ex-situ, basada en la retirada de 10 puestas completas anualmente durante 5 años, sin (escenario 2B) o con liberación de 15, 30 y 45 juveniles (liberación en otoño) a partir del 3^{er} año (se liberan el mismo número de machos y hembras en cada escenario) y asumiendo una mortalidad en el primer año de vida del 60% o 80%. Se muestran promedios y desviación estándar. * Tamaño final o pérdida poblacional para las poblaciones que no se han extinguido.

Todos los escenarios (incluso con liberación de 45 ejemplares juveniles anuales) predicen una tasa de crecimiento negativa (Tabla 9) que llevaría la población a un descenso entre leve y moderado y que acabaría en la extinción a medio-largo plazo, es decir más allá de los 15 años para los que se han proyectado los modelos. Este hecho refleja que la liberación de juveniles nacidos en cautividad y en definitiva la cría en cautividad, por sí sola, puede retrasar la extinción unos años, pero no evitarla, a no ser que se liberaran centenares de juveniles al año y

que la medida se perpetuara indefinidamente, lo cual no es recomendable y difícilmente justificable desde distintos puntos de vista (ecológicos, económicos, etc.).

Por lo tanto, se requiere la implementación inminente de medidas in-situ, con el objetivo de mejorar los valores actuales de los parámetros demográficos (tanto reproductivos como de supervivencia). Más teniendo en cuenta que los beneficios de la cría en cautividad se empiezan a apreciar al cabo de 6-7 años de la primera retirada y al cabo de 3-4 años de la primera suelta (Figura 4). Dicho esto, la suplementación de juveniles en otoño es evidente que puede suponer una burbuja de oxígeno que, en el mejor de los casos, permitiría frenar el declive y dar mayor margen de maniobra a la aplicación de medidas in-situ efectivas.

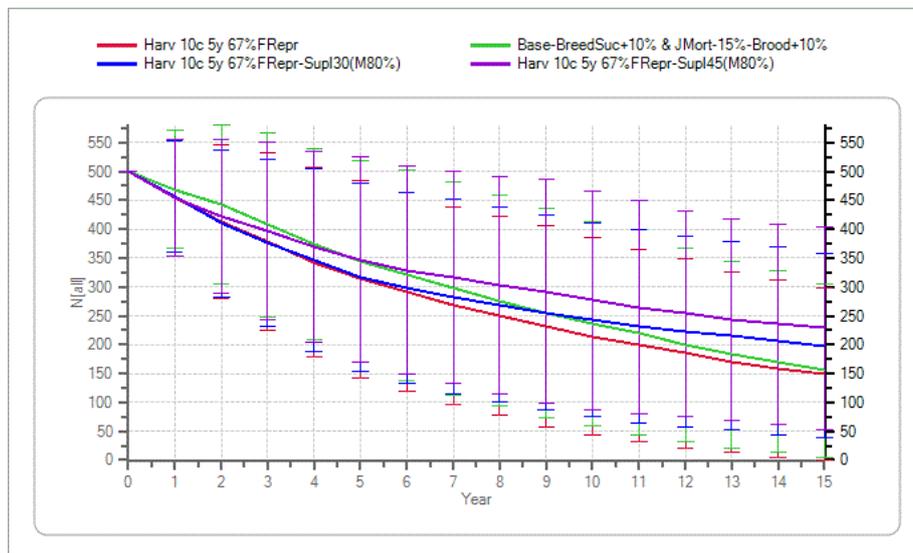


Figura 4: Proyección a 15 años del tamaño poblacional (promedio y desviación estándar) según el escenario base (verde) y los escenarios de retirada completa de puestas sin liberación (rojo) y con liberación de 30 (azul) y 45 (lila) juveniles anuales. Los dos escenarios de liberación asumen una mortalidad del 80% durante su primer año de vida (escenarios 1, 2B, 2B.30(80%) y 2B.45(80%) de la Tabla 9). Las primeras retiradas se producen en el año 1 y las primeras sueltas de juveniles en el año 3.

Es importante tener en cuenta que el éxito de esta liberación de juveniles en otoño (y por lo tanto la idoneidad de la cría en cautividad) es altamente dependiente de la supervivencia de los juveniles en los meses posteriores a la liberación (Tabla 9).

Experiencias previas de liberación de urogallos han demostrado que la aclimatación al medio salvaje no es fácil y que esto explica los resultados negativos de otras experiencias de gestión ex-situ en esta especie (Klaus, 1998; Storch, 2007).

Por lo tanto, es recomendable ser conservadores y dar mucha más credibilidad a los tres escenarios que asumen una mortalidad durante su primer año de vida del 80% de los juveniles liberados. Bajo dichos escenarios, el declive se frenaría de forma muy relativa, pasando de una pérdida poblacional anual del 7% (escenario sin gestión), a una pérdida anual del 5-7% (dependiendo del número de juveniles liberados) (Tabla 9).

Esto indica que, según los modelos elaborados, los efectos de la gestión ex-situ sólo serán visibles y relevantes si se consiguen liberar como mínimo 30-45 juveniles anualmente. Según los modelos, si no se alcanzan estos contingentes, la cría en cautividad no representaría beneficios apreciables para la población salvaje. Aunque no se muestran en el trabajo, se han realizado simulaciones en las que se liberaban anualmente el mismo número de juveniles, pero más hembras (2/3 partes) que machos (1/3 parte), para compensar que la mortalidad adulta de las hembras es mayor. La situación poblacional futura mejora levemente, pero sigue siendo necesaria la liberación de un número mínimo de 30-45 juveniles anuales (recomendable más de 45 juveniles/año).

Finalmente, cabe mencionar que las proyecciones futuras tienen un nivel de incertidumbre considerable, vistas las amplias desviaciones estándar del tamaño poblacional previsto y de la tasa de crecimiento (Tabla 9 y Figura 4). Ello indica que, sin conocer mejor la dinámica poblacional del urogallo cantábrico (valores demográficos, posibles procesos denso dependientes, etc.), no se puede descartar la extinción o la casi-extinción en los próximos años, a pesar de la aplicación de medidas in-situ y ex-situ, debido al actual bajo tamaño poblacional, a la incertidumbre inherente a los modelos estocásticos y a la escasez de datos sobre los parámetros demográficos.

Acostumbran a ser especialmente importantes los aspectos denso-dependientes en la dinámica de poblaciones, especialmente cuando se alcanzan poblaciones pequeñas (por ejemplo efecto Allee) o, al contrario, cuando una población alcanza la capacidad de carga del medio. En el presente trabajo se ha optado por no incorporar la denso-dependencia, porque a falta de datos específicos, se ha preferido simplificar los escenarios, antes que complicarlos con hipótesis inciertas. En todo caso, lo importante es decir que hay que tener presente todas

estas fuentes de incertidumbre, considerando que la opción de una extinción a medio plazo es posible, a pesar de todos los esfuerzos de gestión. Un seguimiento detallado a nivel demográfico de la población salvaje, es la única forma de reducir esta incertidumbre en un futuro próximo.

En resumen, del presente trabajo se desprende que la retirada de puestas para la creación de un stock cautivo es justificable, basándose en que el efecto de retirar puestas completas (máximo de 10 puestas anuales durante 5 años) o parciales (máximo de 10 puestas anuales durante 10 años) es mínimo sobre la viabilidad de la población salvaje en las circunstancias actuales. Sin embargo, hay que tener en cuenta que se debe conseguir la liberación de un mínimo de 30 juveniles anualmente (pero muy recomendable más de 45 individuos, y más hembras que machos), ya que en caso contrario, la cría en cautividad no produciría ningún beneficio apreciable.

Además, la retirada de puestas y liberación de ejemplares puede frenar el descenso poblacional bajo las asunciones anteriores, pero no evitará la extinción y, por lo tanto, no sería justificable si no va acompañada o precedida de una gestión in-situ efectiva.

CONCLUSIONES

- 1) En el presente documento se han simulado los siguientes escenarios:
 - a. Escenario base (sin cambios futuros en las condiciones actuales)
 - b. Escenarios de extracción de huevos sin liberación de ejemplares:
 - i. Retirada de 10 puestas completas anualmente durante 5 años
 1. Se asume que el 90% de las hembras adultas realizan puesta
 2. Se asume que el 67% de las hembras adultas realizan puesta
 - ii. Retirada de la mitad de 10 puestas anualmente durante 10 años
 1. Se asume que el 90% de las hembras adultas realizan puesta
 2. Se asume que el 67% de las hembras adultas realizan puesta
 - c. Escenarios de extracción de 10 puestas completas anuales durante 5 años (asumiendo que el 67% de las hembras adultas realizan puesta) y con liberación de 15, 30 o 45 ejemplares en otoño:
 - i. Se asume una mortalidad del 60% durante el primer año, desde su liberación
 - ii. Se asume una mortalidad del 80% durante el primer año, desde su liberación

- 2) Todos los modelos contienen un nivel de incertidumbre considerable, indicando que:
 - a. Los resultados son orientativos y no deben interpretarse al pie de la letra, especialmente en lo referente al tamaño poblacional predicho por las proyecciones. Se ha intentado contrarrestar esta incertidumbre escogiendo siempre los escenarios más conservadores, es decir los escenarios más negativos.
 - b. Es urgente estimar con más precisión, al menos, los principales parámetros demográficos: supervivencia de las distintas clases de edad y sexo, así como las tasas reproductivas. También es importante en un futuro próximo tener en cuenta posibles efectos denso dependientes que puedan afectar a la población negativamente (por ejemplo efecto Allee).

- 3) De las predicciones arrojadas por los escenarios iniciales, se deriva que existe un cierto conflicto entre las tendencias poblacionales (machos) publicadas (entre -3 y -5.4% anual) y las estimas reproductivas publicadas (productividad de 0.57 juveniles/hembra). Las opciones más plausibles son que o bien el descenso poblacional es mayor al estimado, o bien las tasas reproductivas reales son mayores a las estimadas.

- 4) El escenario base y sus variantes reflejan que la situación del urogallo cantábrico es crítica si no se aplican medidas de gestión inmediatas. Partiendo de una población actual de supuestamente 500 individuos (adultos y subadultos), la probabilidad de extinción a 15 y 25 años es baja (menor del 10%), pero la población se reduce de forma alarmante, entrando en una posible espiral de extinción de la que puede ser difícil salir (casi-extinción).

- 5) La retirada de puestas completas y parciales (hasta un máximo de 10 puestas anuales por un periodo de 5-10 años) tiene un impacto similar entre sí, y mínimo sobre la población salvaje, ya que las pérdidas poblacionales anuales previstas pasan del 7% (sin retirar puestas) al 8% (con retirada de puestas), y las tasas de crecimiento se mantienen en valores muy similares. De la misma forma, no se percibe ningún impacto positivo de la liberación de juveniles nacidos en cautividad si no se sueltan más de 30-45 ejemplares por año (recomendable más hembras que machos).

- 6) En resumen, del presente trabajo se desprende que la retirada de puestas para la creación de un stock cautivo y la liberación posterior de ejemplares es justificable, puesto que el efecto de retirar de forma completa o parcial un máximo de 10 puestas (durante 5 ó 10 años, respectivamente) es mínimo sobre la viabilidad de la población salvaje en las circunstancias actuales. Sin embargo, hay que tener en cuenta que deben liberarse cuanto antes un mínimo de 30-45 juveniles anualmente (recomendable más hembras que machos) para que la medida produzca un beneficio apreciable sobre la población salvaje.

Finalmente, las predicciones de los distintos escenarios indican que la retirada de puestas y liberación de ejemplares puede frenar el descenso poblacional bajo las asunciones anteriores, pero que difícilmente evitará la extinción y, por lo tanto, debe ir acompañada o precedida de una gestión in-situ efectiva, que permita la mejora de las tasas reproductivas y de supervivencia.

BIBLIOGRAFIA

- Ahlen, P., Willebrand, T., Sjöberg, K. & Hörnell-Willebrand, M., 2013. Survival of female capercaillie *Tetrao urogallus* in northern Sweden. *Wildlife Biology* 19(4): 368-373.
- Ballesteros, F. & Robles, L. (Eds.) 2005. Manual de conservación y manejo del hábitat del Urogallo cantábrico. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Bañuelos, MJ. & Quevedo, M., 2008. Update of the situation of the Cantabrian capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus*: an ongoing decline. *Grouse News* 25: 5-7.
- Bañuelos, MJ., Quevedo, M. & Obeso, JR., 2008. Habitat partitioning in endangered Cantabrian capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus*. *Journal of Ornithology* 149: 245-252.
- Domínguez A., Pérez T., Albornoz J., & Fernández, M. Departamento de Biología Funcional de la Universidad de Oviedo, 2014. Caracterización genética de la población de urogallo cantábrico (*Tetrao urogallus cantabricus*). Fundación Biodiversidad, Madrid, España.
- Grimm, V. & Storch, I. 2000. Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. *Wildlife Biology* 6: 219-225.
- Ibáñez- Alamo, J. D., Sanllorente, O. & Soler, M., 2012. The impact of researcher disturbance on nest predation rates: a meta-analysis. *Ibis*, 154: 5–14.
- Kaplan E.L. & Meier, P., 1958. Nonparametric estimation from incomplete observations. *Journal of the American Statistical Association*, Vol. 53, No. 282: 457- 481.
- Klaus, S., 1998. Breeding and releasing projects for capercaillie in Germany. *Reintroduction News/IUCN* 16: 7–9.
- Lacy, R.C., and J.P. Pollak. 2015. Vortex: A stochastic simulation of the extinction process. Version 10.0. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, USA.
- Lacy, R.C., P.S. Miller, and K. Traylor-Holzer. 2015. Vortex 10 User's Manual. 15 April 2015 update. IUCN SSC Conservation Breeding Specialist Group, and Chicago Zoological Society, Apple Valley, Minnesota, USA.
- Leclercq, B., 1987. Ecologie et dynamique des populations du grand tetras (*Tetrao urogallus major* L.) dans le Jura français. PhDthesis, Faculté des Sciences de la Vie, Université de Bourgogne.
- Lindström, J., 1994. Tetraonid population studies- state of the art. *Ann. Zool. Fennici* 31: 347-364

- Marshall, K. & Edwards-Jones, G., 1998. Reintroducing capercaillie (*Tetrao urogallus*) into southern Scotland: identification of minimum viable populations at potential release sites. *Biodiversity and Conservation* 7: 275-296.
- Ménoni E., 1991. Ecologie et dynamique des populations du grand tétras dans les pyrénées, avec des références spéciales à la biologie de la reproduction chez les poules – quelques applications à sa conservation. Thèse, Univ. Paul Sabatier, Toulouse.
- Moss, R., Picozzi, N., Summers, R.W. & Baines, D., 2000. Capercaillie *Tetrao urogallus* in Scotland-demography of a declining population. *Ibis* 142: 259–267.
- Pollo, C., Robles, L., Seijas, J.M., García-Miranda, A. & Otero, R., 2005. Trends in the abundance of Cantabrian Capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus* at leks on the southern slope of the Cantabrian Mountains, north-west Spain. *Bird Conservation International* 15: 397–409.
- Rodríguez-Muñoz, R., Rodríguez del Valle, C., Bañuelos, MJ. & Mirol, P, 2015. Revealing the consequences of male-biased trophy hunting on the maintenance of genetic variation. *Conservation Genetics* 16: 1375-1394.
- Sachot, S., 2002. Viability and management of an endangered capercaillie (*Tetrao urogallus*) metapopulation. PhD thesis, University of Lausanne.
- Segelbacher, G., Høglund, J. and Storch, I., 2003. From connectivity to isolation: genetic consequences of population fragmentation in capercaillie across Europe. *Mol. Ecol.* 12: 1773–1780.
- Storaas, T., Wegge, P & Kastdalen, L., 2000. Weight-related Renesting in Capercaillie *Tetrao urogallus*. *Wildlife Biology* 6: 299-303.
- Storch, I., 1994. Habitat and survival of capercaillie *Tetrao urogallus* nests and broods in the Bavarian Alps. *Biological Conservation* 70: 237-243.
- Storch, I., Bañuelos, MJ., Fernández-Gil, A., Obeso, JR., Quevedo, M. & Rodríguez-Muñoz, R., 2006. Subspecies Cantabrian capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus* endangered according to IUCN criteria *Journal of Ornithology* 147: 653-655.
- Storch, I., 2007. Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2006–2010. Gland, Switzerland: IUCN and Fordingbridge, UK: World Pheasant Association.
- Wegge, P., Larsen, B.B., Gjerde, I., Kastdalen, L. Rolstad, J. & Storaas, T., 1987. Natural mortality and predation of adult capercaillie in southeast Norway. In Lovel T.W. & Hudson, P. (eds.) *Proc. 4th Int. Grouse Symp.* 1987. Session 4: 40-56. Lower Basildon: World Pheasant Association.

White, G.C. & Burnham, K.P., 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 Supplement: 120-138.