

A close-up, high-resolution photograph of a brown rabbit's face, focusing on its eye and whiskers. The rabbit's fur is a rich, textured brown. The background is dark and out of focus.

# **GESTIÓN CINEGÉTICA Y CONSERVACIÓN DEL CONEJO DE MONTE**

**Vicente Piorno González**

# **Gestión cinegética y conservación del conejo de monte**

Vicente Piorno González



**Departamento de Ecología y Biología Animal  
Universidad de Vigo**

*A los míos  
Pero sobre todo, a Ana*



# Agradecimientos

Esta tesis me ha llevado mucho tiempo. A lo largo de él me ha acompañado mucha gente; alguna ya conocida, otra que me he ido encontrando en el camino. A todos, que habéis sido sin duda lo mejor de todo esto, muchas gracias. Sin vosotros, llegar al final habría sido mucho más difícil; sin algunos, imposible. Encontrar las palabras para agradecerlo como me gustaría me resulta muy difícil, y no es un tópico.

Si pudiese volver atrás, no sé si me metería otra vez en este lío. Pero si lo hiciese, sería con los mismos directores. Ambos han cumplido sobradamente su función de orientarme, más de lo que probablemente ellos piensan. Espero que de nuestras muchas conversaciones algo de ellos se me haya pegado. Mi condición de “satélite” ha hecho que nuestra relación no haya sido la habitual sino, desde mi punto de vista, mucho mejor, y que mi agradecimiento hacia ellos sea muy especial. A Rafa, por haber sido más que un director, por su amistad y por su generosidad. También por acogerme en su casa desde el principio, donde él, Gloria y Rafita siempre han hecho que me sienta como en la mía. A Adolfo, por su apoyo, por su disponibilidad y por facilitarme más medios de los que probablemente me correspondían, sin los que no hubiese podido realizar el trabajo.

Además de mis directores, otras tres personas han estado ahí desde el principio, enseñándome, dándome ánimo y guiándome. Han sido imprescindibles, sin duda. Son, cada uno a su manera, tres tipos excepcionales, y es una suerte tenerlos como amigos. Paulo Celio Alves me ha enseñado mucho sobre la gestión del conejo, y sobre el papel que la ciencia debe jugar en ella. Además me abrió las puertas del CIBIO en Vairão, un lugar único. Alberto Velando y Paco Carro me metieron en esto (¿No hay una sección de “desagradecimientos?”). Alberto además me ha dado muchas ideas, corregido un montón de errores y ha intentado enseñarme a pensar como un científico. Paco tuvo la idea “del conejo”, y me ha pegado gran parte de su pasión por los mamíferos.

Por el contenido de la tesis y por el puesto que ocupé varios años en la Consellería he tenido que trabajar bastante con los cazadores. Gracias a eso pude hacer unos cuantos amigos con los que he aprendido mucho. Javier Nogueira y José Touceda, dos de los buenos, me han enseñado muchas cosas, entre ellas que hay más de una forma de amar la naturaleza. Sería imposible nombrar a todos los cazadores que me

ayudaron en algo, pero nunca olvidaré que, entre otras cosas les debo muchos buenos ratos y todas las muestras del capítulo 3.

Con los compañeros de la Consellería también tengo mis deudas. Son un grupo de gente estupenda, que hace que lo de ir a trabajar se lleve realmente bien. Susana Torres me dio vía libre para iniciar la línea de trabajo de gestión del conejo y me permitió trabajar en ella con gran autonomía. Algunos datos de esta tesis proceden de ese proyecto, gracias a la autorización de Tomás Fernández Couto, que fue por su parte el responsable último del inicio de la línea de trabajo. En ella trabajó conmigo Álvaro Moraña, un compañero genial con quien compartir esfuerzos, ideas, penas y alegrías. Fue estupendo también trabajar con el personal de campo, agentes y vigilantes, especialmente por el entusiasmo que demuestran hacia su trabajo y por la cantidad de gente excelente que hay entre ellos. José María Casas compartió mucho tiempo conmigo y con los conejos, algo que nunca le agradeceré lo suficiente, junto con su buen humor, su capacidad de trabajo y su rigurosidad en el registro de los datos del capítulo 4.

A los chicos y chicas del laboratorio de Ecología también les estoy muy agradecido. Durante la larga fase de escritura todos hicieron que me sintiera allí muy a gusto. A Jose, Olalla e Inés les debo especialmente muy buenos ratos y la compañía a la hora de comer (junto al sector disidente del profesorado: Paco, Mage, Pío, Miluca y Carlos). Jose me aportó además muchas sugerencias e ideas, y con él aprendí mucha estadística y mucho R. Olalla tuvo también la paciencia de leerse dos borradores a la caza de errores. Espero tener que agradecerle a ella y a Inés que no cumplan su amenaza el día de la lectura. O que la cumplan, no sé.

En el CIBIO de la Universidad de Porto pasé una temporada y guardo de él un recuerdo imborrable. Nuno Ferrand me dio todas las facilidades necesarias para la estancia, y me orientó y aportó ideas fundamentales para el capítulo 3. Ese capítulo existe gracias a Madalena Branco, que lo comentó, discutió y revisó conmigo con paciencia infinita. A Armando Geraldés tengo que darle las gracias por su participación en el procesado de las muestras. Tengo también que agradecerle a Amelia Fonseca y a Marisa Azevedo su compañía en el laboratorio, mientras me iniciaban en las técnicas de genética molecular.

A otras muchas personas tengo que agradecerles algo de una u otra manera. A Carlos Calvete le debo, además de su amistad, las acertadas sugerencias a los manuscritos de dos capítulos, especialmente bienvenidas de alguien tan brillante como él. Sólo me queda una pena, él sabe cual. Elena Angulo también me ha dado

ideas y comentado el manuscrito de uno de los capítulos. La gente del IREC (Paqui Castro, Pablo Ferreras, Antonio Castro, Javier Viñuela, Christian Gortázar, entre otros) me ha tratado con mucho cariño las veces que estuve por allí. Antonio Gallardo me inició en la geoestadística. Rafael Notario me facilitó toda su información histórica sobre temporadas de caza del conejo en España. También debo darles las gracias a los 47 técnicos de la Administración en los distintos Servicios de Caza que respondieron diligentemente a mi encuesta.

En el lado personal, lo más importante para mí, siempre han estado presentes mi familia y mis amigos, dándome el equilibrio que necesito para todo, entre otras cosas, para esta tesis. Mis hijos, que tienen menos años que ella, me han enseñado a tener paciencia y a ver las cosas desde más cerca del suelo.

Con Ana, la mejor compañera, tengo la mayor deuda. Ella soportó mis cambios de humor y aceptó mis ausencias con el mejor ánimo, me dio aliento y apoyo, y me acompañó y ayudó de una manera u otra en distintos momentos del trabajo. Sin ella habría abandonado hace tiempo, y sé que el que finalmente “lea” representa también mucho para ella.





# Tabla de contenidos

---

RESUMEN .....	xi
INTRODUCCIÓN .....	1
El papel del hombre en el estatus actual del conejo de monte .....	2
Caza y conservación del conejo de monte .....	16
Finalidad y estructura de la tesis.....	21
Referencias .....	22
CAPÍTULO 1 .....	31
Introducción.....	31
Métodos .....	35
Resultados .....	39
Discusión.....	50
Referencias .....	55

CAPÍTULO 2.....	61
Introducción .....	61
Métodos .....	64
Resultados .....	69
Discusión .....	82
Referencias.....	87
CAPÍTULO 3.....	93
Introducción .....	93
Métodos .....	97
Resultados .....	104
Discusión .....	111
Referencias.....	119
CAPÍTULO 4.....	125
Introducción .....	125
Métodos .....	129
Resultados .....	134
Discusión .....	140
Referencias.....	146
EPÍLOGO.....	151
CONCLUSIONES .....	157

# Resumen

---

El conejo de monte es objeto de gestión a nivel mundial como especie cinegética, como presa clave de varias especies amenazadas y como plaga. Su actual estatus es en gran parte consecuencia de las interacciones entre los distintos objetivos con que se gestiona. En esta tesis se estudian algunos aspectos de la relación existente entre la gestión como especie cinegética y la conservación de sus poblaciones, un aspecto muy poco conocido. Mediante las estadísticas anuales de caza, luego de validarlas con datos de campo, se estudia el impacto de la Enfermedad Hemorrágica Vírica en su abundancia en España. Se estudia también, mediante encuestas a los responsables de su gestión, el manejo de que es objeto con fines cinegéticos en todo el país. Se comprueba que las poblaciones de la especie sufrieron una marcada tendencia negativa que actualmente parece haber remitido. Pese a ello, y a su importancia cinegética y de conservación, su caza no se ha ajustado en respuesta a este cambio y su gestión continúa basada mayoritariamente en prácticas tradicionales. Una medida de gestión muy extendida que sido abordada con más detalle en esta tesis es la repoblación con conejos híbridos. Se realizó un muestreo genético de granjas cinegéticas y poblaciones silvestres sometidas a distintas intensidades de repoblación. En él se comprobó que los conejos repoblados sobreviven tras la suelta en número suficiente como para que, pese a su mayor mortalidad debida a la caza, permanezcan en el campo hasta al menos la siguiente temporada de cría, posibilitando su contribución a la población en libertad. Otro aspecto estudiado son las consecuencias de la hibridación de conejos de monte y doméstico a nivel reproductor en cautividad. Se pudo comprobar que la hibridación modifica la estacionalidad reproductora y el tamaño de camada, constituyendo por tanto un riesgo para los conejos de monte de zonas repobladas.



# Introducción

---

El conejo es una de las especies animales en la cual las relaciones con el hombre se manifiestan de forma más variada. Las poblaciones silvestres de esta especie son objeto de caza, tanto deportiva como comercial, juegan un importante papel en la conservación de especies amenazadas en su área original de distribución y a la vez constituyen una plaga que causa importantes daños económicos y ambientales. Como tal, son objeto de manejo con la finalidad de mantener, aumentar o reducir su abundancia, respectivamente. Con frecuencia, varios de estos manejos coexisten en las mismas áreas geográficas, siendo incluso a veces llevados a cabo por un mismo propietario de terrenos o gestor. Adicionalmente, la variedad doméstica, perteneciente a la misma especie que el conejo de monte, es también muy apreciada en la producción de carne y piel, y criada también como animal de experimentación y como mascota.

Todos estos papeles en su relación con el hombre se han ido definiendo paulatinamente a lo largo de la historia evolutiva y reciente de la especie. La coexistencia en el tiempo y en el espacio de estos papeles ha hecho que se produzcan de forma inevitable interacciones entre ellos, a veces en forma de conflicto y otras veces con carácter sinérgico, interacciones que a veces han contribuido a definir los propios roles. La importancia de estas interacciones es tal que no se producen solamente a nivel local. Las repercusiones de algunas actuaciones del hombre sobre la especie se han extendido de unos continentes a otros. La existencia de conexiones entre roles determina que su separación no sea

nítida, y que las poblaciones de conejo difícilmente puedan ser gestionadas en base a una sola de estas facetas e ignorando las demás.

Esta tesis trata sobre una de esas interacciones, la existente entre la caza y gestión cinegética del conejo y la conservación de sus poblaciones. Por ello, en esta introducción se revisan en primer lugar, desde un punto de vista histórico, algunas características biológicas de la especie y sus relaciones con el hombre. Éstas han influido considerablemente en el estado actual en que se encuentran sus poblaciones silvestres, así como su situación como especie doméstica, cinegética, plaga y objeto de conservación. La importancia de la intervención del hombre en este sentido se pone de manifiesto cuando se revisa el origen evolutivo del conejo y las razones de su éxito ecológico, las enfermedades víricas que han afectado a sus poblaciones, su domesticación e incluso el grado de atención científica que en las últimas décadas ha recibido la especie. Esta introducción revisa también las relaciones que existen desde un punto de vista general entre la caza y la conservación de poblaciones animales y, más específicamente, los conocimientos existentes sobre las implicaciones que tiene para el conejo de monte su estatus como especie cinegética.

## **EL PAPEL DEL HOMBRE EN EL ESTATUS ACTUAL DEL CONEJO DE MONTE**

### **Origen evolutivo y éxito ecológico del conejo de monte: las claves de su importancia cinegética y ecológica**

Las evidencias del registro fósil sitúan el origen del género *Oryctolagus* en la Península Ibérica, hace aproximadamente unos seis millones de años. Durante el Plioceno Medio existían en la Península dos especies diferentes, *O. laynensis* y *O. lacosti*. La primera de ellas, de distribución más amplia, es considerada la antecesora del conejo de monte actual (López-Martínez 1989). El registro más antiguo de esta especie, procedente de Andalucía, ha sido datado en unos 900,000 años, siendo además muy abundantes otros restos en toda la Península durante el Pleistoceno medio y tardío (Corbet 1986). En Francia el registro fósil es más reciente y se localiza siempre al sur del Loira (Pages 1980). Todo este conjunto de datos constituye una fuerte evidencia del origen ibérico de *O. cuniculus* durante el Pleistoceno medio. Luego de una expansión que le permitiría colonizar hasta el sur

de Francia, la especie permanecería confinada en esta área hasta finales del Neolítico (Callou 1995). El hecho de que el conejo se restringiese originalmente al área comentada se ha relacionado con la ausencia de competidores en ella, como los roedores de los géneros *Cricetus*, *Spermophilus*, o *Clethrionomys* (Corbet 1994).

Las investigaciones sobre la diversidad genética y la estructura poblacional del conejo de monte (Ferrand 1995, Branco et al 2000) muestran que dentro de esta especie existen dos unidades evolutivas independientes que se habrían diferenciado en la Península Ibérica. Mientras una ocuparía la mitad suroccidental de la Península, la otra se encontraría en la mitad nororiental, existiendo entre ambas una zona de contacto (Figura 1a). Esta situación resultaría explicada por las oscilaciones climáticas del Cuaternario. Las glaciaciones en esa época habrían dado lugar al aislamiento de dos núcleos, uno en el sudoeste peninsular y otro en la costa mediterránea, desde donde se habrían dispersado en épocas de clima más favorable, hasta ocupar toda la Península (contactando en su zona central) y sur de Francia (Figura 1b). La mayor variabilidad genética de la especie se observa en la Península, especialmente en el sur, registrándose una importante reducción en las poblaciones francesas, las cuales, a excepción de las de la Camarga, apenas se diferencian de las domésticas. Todos estos datos refuerzan las conclusiones de las investigaciones paleontológicas sobre el origen ibérico del conejo de monte. Por otra parte, las dos entidades genéticas reconocidas pueden ser relacionadas con las subespecies *Oryctolagus cuniculus algirus* y *Oryctolagus cuniculus cuniculus*, descritas en base a caracteres morfológicos y para las que se ha propuesto una distribución geográfica coincidente en gran parte con la de los dos grupos evolutivos identificados a nivel molecular (Cabrera 1914, Ellerman y Morrison-Scott 1951, Wilson y Reeder 1993). La primera de ellas se encontraría en la mitad suroccidental de la Península y la segunda en la nororiental.

Varios rasgos de la biología del conejo de monte hacen que se trate de una especie capaz de ocupar una gran diversidad de hábitats, alcanzando en ellos abundancias muy altas.

Su alimentación abarca un amplio espectro de plantas, siendo capaz de aprovechar casi cualquier recurso alimenticio de origen vegetal disponible (Rogers et al 1994). Son capaces de detectar el diferente valor nutritivo de la vegetación disponible, seleccionando las mejores partes en cuanto a su contenido en proteína o digestibilidad. (Myers y Bults 1977, Rogers 1979). Como todos los lepóridos, los conejos practican la cecotrofia, consistente en la reingestión de un tipo especial de heces, denominadas heces blandas o cecotrofos, muy ricas en vitaminas y proteínas

de origen microbiano (Hirakawa 2001). Ello le permite, mediante un segundo paso por el aparato digestivo, aprovechar muy eficazmente el alimento ingerido.

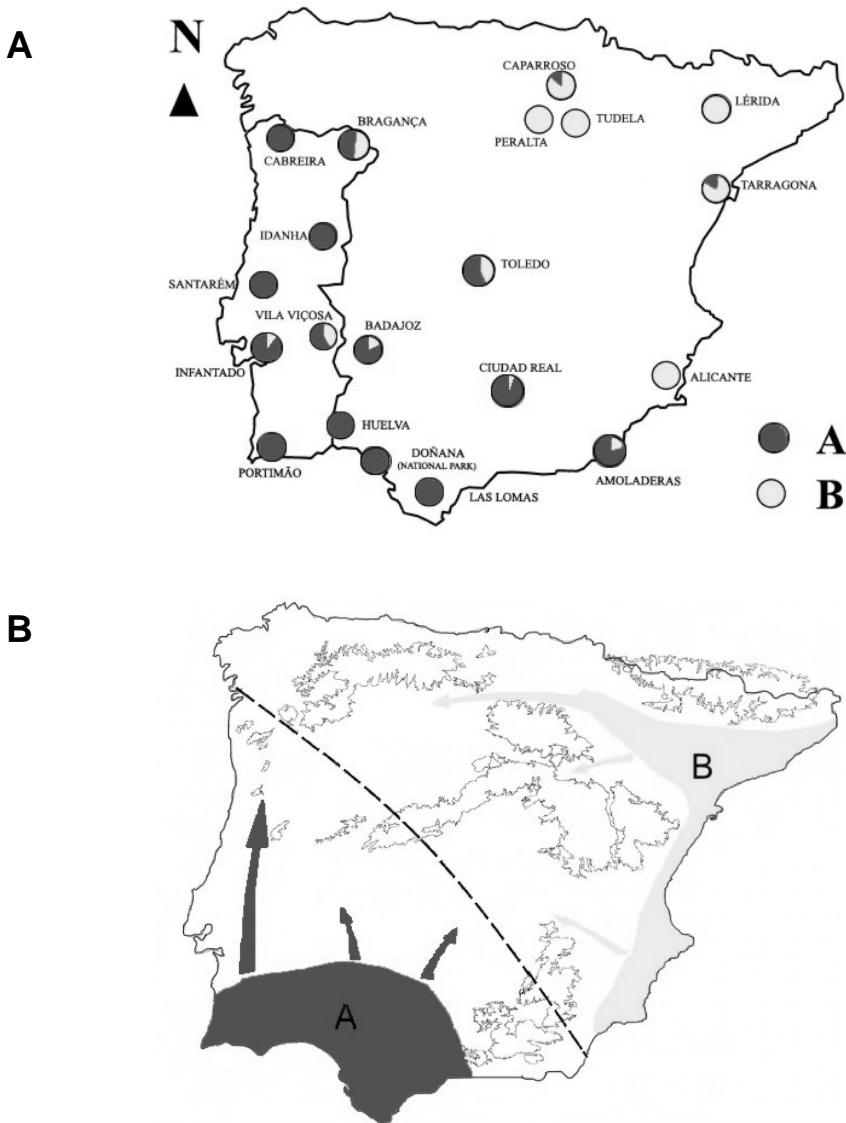
Presenta una elevada capacidad reproductora. El ciclo reproductor del conejo muestra una marcada sensibilidad a las condiciones ambientales, lo que le permite sacar el máximo provecho de los periodos favorables para la cría (Wheeler y King 1985, Gonçalves et al 2002). Se trata de una especie con una elevada fecundidad (Hone 1999), debido entre otras cuestiones a su temprana madurez sexual, a su capacidad de producir varias camadas en una estación reproductora y a su elevado tamaño de camada (Rogers et al 1994).

Pese a soportar una alta intensidad de depredación (Villafuerte 1994), el conejo de monte ha desarrollado estrategias de vida que le permiten superarla. De entre todos los lagomorfos, es el único que excava madrigueras, las cuales le proporcionan una eficaz protección frente a los depredadores y las condiciones climáticas adversas (Hall y Myers 1978, Parer y Libke 1985). A ello se une un eficaz uso del espacio en función de la cobertura vegetal, del número de otros conejos presentes, de la hora del día y de la amenaza potencial de distintos predadores con estrategias de caza distintas, a fin de minimizar el riesgo de depredación (Jaksic y Soriguer 1981, Moreno et al 1995, Palomares y Delibes 1997, Villafuerte y Moreno 1997).

Como consecuencia de estas características, el conejo de monte ha sido tradicionalmente una especie de presencia muy extendida y de densidades de población elevadas, lo que ha dado lugar a la existencia de un alto número de depredadores dependientes de él como presa. Se estima que cerca de 40 especies distintas de depredadores en la Península Ibérica incluyen al conejo en su dieta (Delibes e Hiraldo 1981). Algunas de estas especies se han especializado en este recurso alimentario hasta el punto de suponer casi el único componente de su dieta. Es el caso del Lince Ibérico (*Lynx pardinus*) y el Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*), dos de los vertebrados ibéricos más amenazados, cuyo origen como especies se vincula a la presencia en la Península del conejo de monte, que supone una pieza clave para su conservación (Ferrer y Negro 2004).

La alta disponibilidad de la especie ha dado lugar también a su importancia como especie cinegética. La práctica de la caza del conejo por el hombre se remonta muy atrás en el tiempo, constituyendo para los primeros pobladores de la Península un





**Figura 1** Estructura genética del conejo de monte en la Península Ibérica. A. Distribución actual de las dos líneas de ADN mitocondrial (Modificado de Branco et al 2000). B. Refugios glaciales de las dos líneas mitocondriales, vías de dispersión posterior y posición de la zona de contacto (Modificado de Branco et al 2002).

importante recurso trófico (Stiner et al 1999). Ello se demuestra por su amplia presencia en numerosos yacimientos arqueológicos, algunos de ellos de hasta 65,000 años de antigüedad (Hockett y Bicho 2000, Hockett y Haws 2002, Stiner y Munro 2002). Los registros históricos de su caza son también muy abundantes. Inicialmente, el conejo se cazaba ayudándose de hurones y dispositivos muy variados, como trampas o redes (Biadi y Le-Gall 1993). Su caza se practicaba para su consumo o combatir los daños ocasionados en cultivos, pero también como entretenimiento. El descubrimiento y generalización de las armas de fuego dio lugar a la caza deportiva actual, especialmente popular en los países de su área original de distribución, España, Francia y Portugal (Rogers et al 1994), pero también en otros en los que fue introducido (Tapper 1992).

### **Expansión del área de distribución: el conejo como plaga a nivel mundial**

Como sucede en la mayor parte de los géneros de lepóridos, con la excepción de *Lepus* y *Sylvilagus* (Flux 1994), el conejo de monte permaneció inicialmente confinado a un área de distribución relativamente restringida, la Península Ibérica y el sur de Francia, registrando únicamente variaciones demográficas ligadas a fluctuaciones ambientales (Callou 1995). Sin embargo, esta distribución sería profundamente alterada por la intervención humana desde épocas relativamente tempranas, que se remontan al periodo prehistórico. De esa época datan las primeras introducciones en islas del Mediterráneo, como las Baleares o Zembra, que serían continuadas por fenicios y romanos en la periferia del área original de distribución (Reumer y Sanders 1984, Hardy et al 1994). La mayor dispersión del conejo en Europa es más reciente, remontándose a la Edad Media (Rogers et al 1994). A partir de esa época, mediante numerosas introducciones, se produciría la colonización de gran parte del continente. La dispersión fue inicialmente lenta en muchos casos, acelerándose gracias a las transformaciones del medio a que dieron lugar la deforestación, la agricultura y la ganadería. Actualmente el conejo ocupa la práctica totalidad de Francia, Reino Unido, Irlanda y Alemania. Se halla presente en la mayoría de los países europeos, en zonas tan alejadas de su origen como Ucrania o Suecia (Flux 1994) (Figura 2a). La época de los grandes viajes europeos a los territorios de ultramar daría lugar a una segunda oleada de expansión que ha llevado al conejo a presentar actualmente una distribución mundial. La colonización de Australia es probablemente el episodio mejor documentado y más renombrado, por su rapidez, alcance geográfico y repercusiones (Myers et al 1994), pero la expansión mundial tuvo un alcance mucho mayor. Actualmente el conejo se halla presente en todos los continentes excepto la Antártida, ocupando al menos 800 islas

distribuidas por todo el globo (Flux 1994) (Figura 2b). Desde el punto de vista molecular, se ha comprobado que la mayoría de las introducciones han tenido lugar con conejos silvestres y no domésticos (Branco 2000). La expansión en Francia tuvo lugar a partir de conejos silvestres del sur de este país, y la del Reino Unido a partir de conejos de monte franceses. En el caso de Australia, la colonización del continente se llevó a cabo con conejos silvestres ingleses, además de la liberación en algunos casos de conejos domésticos sin apenas éxito.

El éxito ecológico del conejo de monte en los nuevos territorios colonizados fue en general muy alto, debido a las mismas características que determinaron su alta abundancia y presencia en el área original de distribución, unidas a la falta de depredadores y competidores en muchos casos. Este éxito ha sido sin embargo responsable de que el conejo cause importantes daños en la mayor parte de las zonas en que se ha introducido, tanto de tipo económico como ecológico (Thompson y King 1994). Los daños a los cultivos agrícolas y forestales se producen no sólo en las zonas colonizadas, sino también en su área original (Rogers et al 1994), dando lugar a que incluso en una misma propiedad pueda coexistir el interés de los agricultores en erradicarlo con el de cazadores y conservacionistas en mantener poblaciones abundantes. Sin embargo, ha sido la expansión primero a nivel europeo y después a nivel mundial la que en mayor parte ha otorgado al conejo su carácter de plaga. Los daños económicos en estos países son cuantiosos (260 millones de euros anuales en Australia, o 140 millones en el Reino Unido [Angulo y Cooke 2002]), no aportando en ellos apenas ningún beneficio ecológico o económico. Desde el punto de vista ecológico, los daños causados por el conejo son también importantes donde ha sido introducido, siendo considerado una de las 100 peores especies invasoras (IUCN Global Invasive Species Database, <http://www.issg.org/database>). A este nivel, los daños se producen a través de la eliminación por consumo de ciertas especies de plantas, la erosión provocada por el sobrepastoreo o la competencia con otras especies animales (Williams et al 1995). La importancia de los daños causados ha dado lugar a que el conejo sea combatido con gran intensidad y a un gran coste, con una gran variedad de medios (caza, trampeo, venenos, destrucción y gasificación de madrigueras, introducción de enfermedades, etc.) y con resultados no siempre exitosos (Thompson y King 1994).

### **Domesticación: contribución a la globalización e importancia económica de la especie**

El conejo es una de las especies más recientemente domesticadas, y la única que lo ha sido procedente de Europa occidental (Clutton-Brock 1999). Los primeros

**A**



**B**



**Figura 2** Distribución geográfica del conejo de monte (Modificado de Flux 1994). A. Área original de distribución (en punteado) y distribución actual en Europa. B. Distribución mundial. Las flechas y números indican las islas con presencia de la especie.

registros del mantenimiento en cautividad de la especie se remontan a la época romana, en que los conejos eran capturados y mantenidos en recintos cerrados para su consumo (Flux 1994). Una técnica similar se empleó en algunos países europeos durante la Edad Media (Rogers et al 1994, Thompson 1994). El manejo en estos casos se limitaba al confinamiento y captura. El origen de la cunicultura actual se produce en monasterios franceses entre los años 500 y 1000 d.C. (Zeuner 1963). Los conejos neonatos (laurices) no se consideraban carne, y su consumo estaba permitido durante la cuaresma. Este hábito llevó a los monjes al desarrollo de técnicas de cría más eficaces. Los primeros registros de variaciones del color del pelo y tamaño corporal datan del siglo XVI (Robinson 1984, Callou 1995). Los estudios moleculares que comparan variedades domésticas y poblaciones silvestres (Ferrand 1995, Queney et al 2002) confirman los resultados de los registros históricos, indicando que la domesticación fue hecha exclusivamente a partir de ejemplares de la subespecie *O. c. cuniculus* procedentes del sur de Francia. El proceso de domesticación habría llevado aparejada una importante reducción de la variabilidad genética. Todas las variedades domésticas son muy similares, siendo consideradas desde el punto de vista genético una sola población (Branco 2000).

Durante los inicios de la domesticación, la cría de conejos era un privilegio limitado a órdenes religiosas y nobleza (Rogers et al 1994). En el siglo XIX, con la abolición de los privilegios señoriales, la actividad se popularizó, realizándose a nivel familiar, en corrales y con un número reducido de individuos (Lebas et al 1997). A partir de la Segunda Guerra Mundial se desarrollaron las actuales técnicas y razas empleadas en la cunicultura industrial. Actualmente la producción de carne de conejo es una importante actividad ganadera, con un volumen anual en torno a los 1.5 millones de Tm a nivel mundial, siendo los principales productores Italia, Rusia, Francia, China y España (Lebas et al 1997). Si bien la producción de carne es la más importante económicamente, el conejo es criado con otras muchas finalidades. La producción de piel y pelo (raza de Angora) tiene también una cierta importancia comercial. Adicionalmente, el conejo es un importante animal de laboratorio empleado como modelo animal en numerosas investigaciones (Manning et al 1994). También es mantenido como animal de compañía en numerosos hogares, y por criadores aficionados que mantienen diversas razas ornamentales seleccionadas (Rosell 2000). Así pues, el conejo presenta numerosas facetas en su relación con el hombre no sólo como especie silvestre, sino también como animal doméstico.

## **Mixomatosis: la primera crisis en la abundancia.**

La globalización del conejo ligada a su expansión y domesticación dio lugar a que esta especie entrara en contacto con un virus que hasta entonces había permanecido limitado al continente americano. Se trata del virus mixoma, un poxvirus que se encontraba en conejos americanos del género *Sylvilagus*, en los que produce una enfermedad de curso leve, caracterizada por tumores del tejido conectivo cutáneo denominados fibromas, localizados y benignos (Fenner y Ross 1994). En el conejo de monte, este virus causaba una enfermedad en principio letal, produciendo tumores nodulares en la piel de la cabeza, extremidades y genitales. A nivel interno afecta principalmente a órganos de origen ectodérmico (Fenner y Ratcliffe 1965). El mecanismo que causa la muerte se relaciona con su efecto inmunosupresor, debido a su replicación en los linfocitos, lo que favorece las infecciones bacterianas secundarias (Heard et al 1990). En condiciones naturales, el virus de la mixomatosis se transmite entre conejos por artrópodos hematófagos de forma mecánica (Fenner y Ratcliffe 1965). Los principales vectores de la enfermedad son mosquitos y pulgas. Las variaciones estacionales de estos insectos, así como las oscilaciones demográficas y de estado inmunitario de las poblaciones de conejos, hacen que esta enfermedad presente unos ciclos estacionales muy marcados que varían de unas zonas a otras (Calvete et al 2002).

Los primeros registros de la mixomatosis datan de finales del siglo XIX y principios del XX, cuando la enfermedad es descrita en diversos puntos de América del Norte y del Sur, afectado a conejos de laboratorio y domésticos (Sanarelli 1898, Kessel et al 1931). Tras su descubrimiento, el virus de la mixomatosis fue rápidamente propuesto como un agente de control biológico de las poblaciones de conejo introducidas en Australia. Luego de varios años de investigaciones científicas y debate público, la enfermedad fue finalmente introducida de forma legal en ese país en 1950 (Ratcliffe et al 1952). El éxito alcanzado en la reducción de la abundancia en Australia atrajo la atención a nivel mundial de los sectores afectados por el conejo como plaga. Pese a la oposición inicial de organismos públicos y a la existencia de debates controvertidos al respecto, la mixomatosis fue introducida de forma ilegal en lugares como Francia, Reino Unido o Argentina a principios de los 50 (Fenner y Ross 1994). Desde Francia la enfermedad se extendió a toda Europa continental, alcanzando el área original de distribución de la especie en 1953 (Figura 3a).

Los efectos iniciales sobre las poblaciones de conejo allí donde la enfermedad fue introducida por primera vez fueron devastadores. Las mortalidades en ese momento

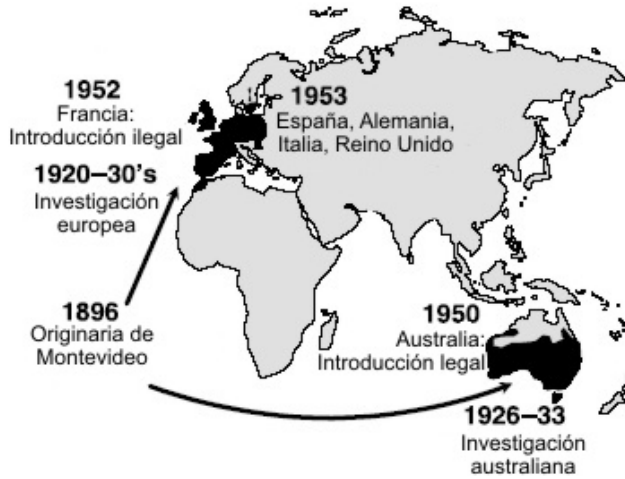
se han estimado en tasas próximas al 100 % (Armour y Thompson 1955, Lloyd 1970) y con una reducción de las poblaciones que alcanzó el 99% en los dos primeros años en algunas zonas (Hudson et al 1955). Algunos autores, sin embargo, consideran estas estimas demasiado elevadas, proponiendo una tasa algo menor, del 90 % (Queney et al 2000). Pronto comenzó a apreciarse la aparición de formas menos virulentas del virus de la mixomatosis, así como de una resistencia con base genética entre los conejos (Fenner y Ratcliffe 1965, Best y Kerr 2000). De esta forma, en aquellas zonas de donde hay datos disponibles (Reino Unido, Trout et al 1986; Francia, Austria y Alemania, Rogers et al 1994), se pudo observar que las poblaciones de conejo se incrementaban lentamente desde mediados de los años 50 hasta 1970, experimentando un aumento notable durante la siguiente década. Durante la primera mitad de los años 80 la tendencia no fue homogénea en toda Europa, produciéndose cambios de distinto signo en diferentes zonas. Ello no impidió constatar que la recuperación tras la mixomatosis se mantenía (Rogers et al 1994, Trout y Smith 1995), pese a que la enfermedad adquirió carácter enzoótico (Fenner y Ross 1994) y a que continúa hoy en día teniendo un efecto importante sobre las poblaciones (Marchandeu et al 2000, Calvete et al 2002).

La historia de la mixomatosis es, pues, un claro ejemplo de la importante conexión que existe entre los roles que desempeña el conejo con respecto al hombre. Su descubrimiento se vincula a la expansión mundial de la especie, en este caso en su forma doméstica. La dispersión mundial de la enfermedad fue debida al carácter de especie plaga del conejo de monte. Los otros tres papeles que juega la especie sufrieron las consecuencias de ello, repercutiendo en el alto número de especies de predadores que dependen de ella (Delibes e Hiraldo 1981), en las capturas obtenidas por los cazadores (Rogers et al 1994) y en importantes pérdidas económicas en la cunicultura industrial (Rosell 2000). Por otra parte, en los años posteriores a la mixomatosis, la crisis en la abundancia de las poblaciones de conejo se agudizó debido a otras causas también relacionadas con el hombre. De ellas tal vez la más destacable sea la alteración de los hábitats favorables para la especie, bien por la intensificación de la agricultura (Boag 1987, Rogers et al 1994), bien por el abandono de los usos tradicionales del monte que alteraron los hábitats de matorral (Moreno y Villafuerte 1995).

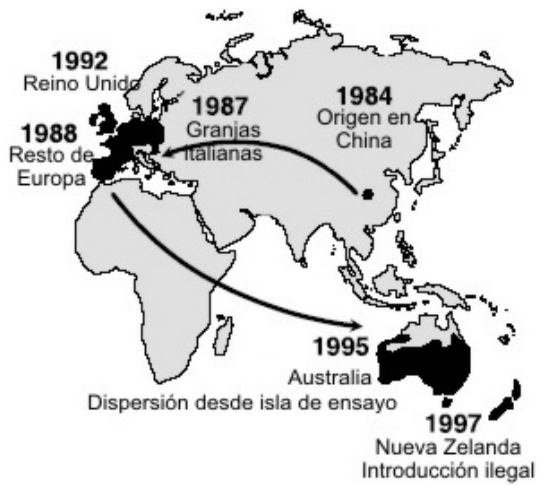
### **Enfermedad Hemorrágica Vírica: la segunda crisis**

A mediados de los 80, una nueva enfermedad viral que afecta al conejo es descubierta, siendo posteriormente denominada Enfermedad Hemorrágica Vírica (EHV). El primer registro se produce en 1984 en China, afectando a un lote de

(a)



(b)



**Figura 3** Dispersión mundial de las enfermedades víricas del conejo (Modificado de Angulo y Cooke 2002). (a) Mixomatosis (b) Enfermedad Hemorrágica Vírica.



conejos domésticos importados de Alemania, extendiéndose rápidamente por las granjas cunícolas de ese país y de la vecina Corea del Norte (Park et al 1991, Xu 1991). En 1986 la misma enfermedad es detectada en Italia, donde afecta masivamente a conejos domésticos (Morrise et al 1991). Entre 1987 y 1988 la enfermedad se extiende por toda Europa, afectando tanto a conejos domésticos como salvajes, encontrándose actualmente firmemente establecida en todo el continente (Cooke 2002). Durante la expansión europea fue posible comprobar numerosas coincidencias geográficas en la aparición en granjas de conejos domésticos y poblaciones silvestres. La eliminación de residuos de las granjas y el empleo de forrajes verdes en estas se han sugerido como vías de transmisión en ambas direcciones (Cooke 2002). En los años siguientes la EHV se distribuye ampliamente por todo el mundo. En algunos países como Rusia, Cuba, México, India y partes de Oriente Medio o África, su aparición se relaciona con la cunicultura industrial y los movimientos internacionales de conejos o sus productos que lleva aparejados (Morrise et al 1991). En otros, la expansión se asocia a las poblaciones silvestres y su carácter de especie plaga. Tal es el caso de Australia, donde es introducida de forma experimental en una isla para investigar su potencial como agente de control biológico. Pese a la distancia a tierra y a las medidas de seguridad, el virus consigue llegar al continente, estableciéndose permanentemente en las poblaciones salvajes de conejo (Kovaliski 1998). En 1997 la EHV llega a Nueva Zelanda, presumiblemente introducida de forma ilegal por agricultores interesados en disminuir las poblaciones de conejo (O'Keefe et al 1999) (Figura 3b).

El virus causante de la EHV ha sido identificado como un calicivirus específico del conejo (Olinger y Thiel 1991). Las investigaciones actuales sugieren que el origen de este virus se sitúa en otro calicivirus no patógeno, antigénicamente muy similar (hasta el punto de producir inmunidad cruzada) que se hallaría previamente en el conejo de forma no detectada (Boots et al 2004). De hecho, se han detectado anticuerpos frente al virus de la EHV y secuencias de éste en muestras de conejos sanos que se remontan a 1955, mucho antes de la aparición de la enfermedad (Moss et al 2002). Parece pues que el virus original se replicaría a nivel del intestino, sin producir enfermedad aparente. Este virus se habría alterado, pasando a replicarse preferentemente en el hígado, donde produciría las lesiones más características de la enfermedad y daría lugar a la alteración de los mecanismos de coagulación sanguínea, asociados con el cuadro clínico y la muerte (Ueda 1992, Park et al 1995).

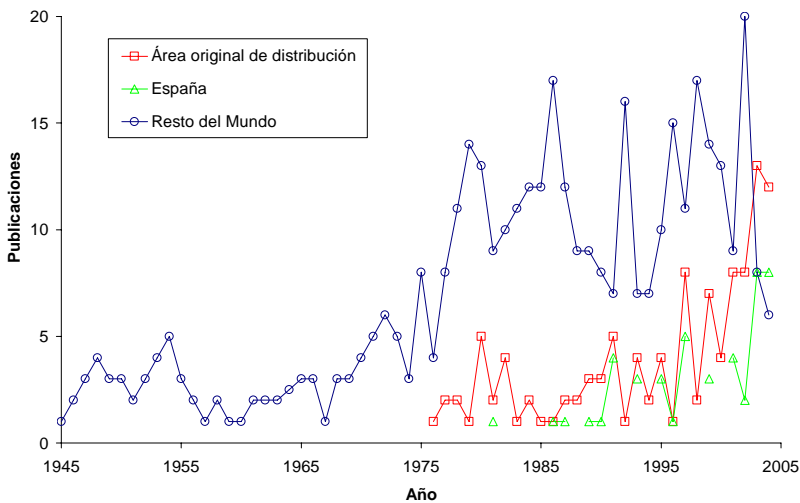
El impacto del virus tras su difusión en las poblaciones salvajes fue muy acusado. Las mortalidades iniciales fueron muy elevadas, situándose en España entre el 55 % (Peiró y Seva 1991) y el 75 % (Villafuerte et al 1995) y en torno al 45 % en Francia (Marchandeu et al 1998a). En Australia se observaron mortalidades entre el 50 y el 90 % (Bomford 1998, Mutze et al 1998, Saunders et al 1998). En Nueva Zelanda estas supervivencias oscilaron entre el 10 y el 55 % (O'Keefe et al 1999). Sin embargo, en poco tiempo fueron observados signos de estabilidad e incluso recuperación de algunas poblaciones (Blanco y Villafuerte 1993, Marchandeu et al 2000, Calvete et al 2002). Estas tendencias han sido relacionadas con altos niveles de inmunidad en el campo (Trout et al 1997, Marchandeu et al 1998b), con la presencia de formas apatógenas del virus (Marchandeu y Boucrat-Baralon 1999, Nagesha 2000) y con una menor mortalidad por la EHV en las poblaciones más densas (Calvete et al 2002). Así, en España en 1993, solamente 5 años después de la aparición de la EHV, Villafuerte et al (1995) detectan mortalidades en el campo del 29 % y una cierta recuperación de algunas poblaciones. Sin embargo, al igual que la mixomatosis, la EHV ha adquirido carácter endémico en las poblaciones de conejo, a las que sigue afectando de forma importante (Calvete et al 2002).

Así pues, la EHV constituye otro ejemplo de la influencia del hombre en el actual estatus del conejo. La aparición y dispersión de la EHV se asocia estrechamente a la cunicultura comercial. Las condiciones en que se mantienen los conejos de monte y los movimientos internacionales asociados a la cunicultura industrial se han asociado con la aparición de la enfermedad (Boots et al 2004) y decididamente intervinieron en su difusión mundial (Cooke 2002). La EHV no sólo afectó económicamente a la producción de conejo doméstico, sino también, de nuevo, a su importancia cinegética y de conservación. Por otra parte, esta nueva enfermedad benefició a la lucha contra el conejo como plaga, proporcionándole una nueva herramienta.

### **La evolución de los conocimientos sobre el conejo de monte: interacciones entre roles en la investigación sobre la especie**

El desarrollo de los conocimientos científicos sobre el conejo de monte contiene también algunos ejemplos de interacciones entre los distintos objetivos con que es manejado. Las primeras investigaciones sobre esta especie aparecen relativamente pronto en la literatura científica, lideradas por países que no forman parte del área original de distribución de la especie, y donde el conejo es una plaga, como Australia, Reino Unido o Nueva Zelanda (Figura 4). La importancia de los daños causados estimula la acumulación de un importante volumen de conocimientos, no

solamente referidos a métodos de control, sino también sobre su biología y ecología general o sobre métodos de estudio de sus poblaciones (Thompson y King 1994). Esta información, además de ser usada para combatirlo donde se le contempla como plaga, servirá posteriormente como base para la investigación orientada a aumentar sus poblaciones en los países de origen. La investigación en el área original de la especie tiene un comienzo más tardío, limitándose al principio casi exclusivamente a Francia. Coincidiendo con la aparición de la EHV, la investigación sobre el conejo de monte en estos países se incrementa considerablemente, especialmente en el caso de España. Actualmente, incluso se ha situado en niveles similares a la realizada en los países donde es una plaga. Los trabajos de investigación de esta zona tienen un importante componente aplicado, abordando gran parte de los estudios técnicos de gestión para incrementar la abundancia del conejo de monte (Ver para una revisión el Capítulo 2).



**Figura 4** Artículos publicados sobre el conejo de monte en la literatura científica entre 1945 y 2005. Los datos se obtuvieron en una búsqueda en la base de datos Web of Science de todos aquellos artículos que contuviesen las palabras *wild rabbit* o *european rabbit* en el título.

En el campo de la investigación científica tiene actualmente lugar uno de los conflictos más importantes entre objetivos de gestión de las poblaciones de conejo de monte. Se trata del desarrollo de virus recombinantes, diseñados con la finalidad de modificar la abundancia de las poblaciones de la especie (Angulo y Cooke 2002). Un grupo de investigadores en Australia ha propuesto la modificación del virus de la mixomatosis de forma que actúe como vector de inmunógenos que induzcan en el conejo una respuesta inmune frente a proteínas implicadas en la reproducción, produciendo esterilidad (Gu et al 2004). La introducción en poblaciones silvestres de este virus modificado, dada su alta capacidad de transmisión, sería empleada para el control del conejo como plaga. Por otra parte, trabajos de investigación promovidos por la Federación Española de Caza, han llevado al desarrollo de otro virus de la mixomatosis modificado. En este caso, el genoma de una cepa poco virulenta de virus mixoma se ha modificado para inducir inmunidad frente a mixomatosis y EHV (Bárcena et al 2000). En las pruebas de campo este virus ha demostrado transmitirse a conejos silvestres inicialmente no inoculados, pretendiéndose por tanto su empleo para el aumento de la abundancia con fines cinegéticos y de conservación (Torres et al 2001). Si bien ambos virus parecen responder a necesidades justificadas en sus países de origen, la historia reciente del conejo plantea el riesgo de su posible expansión, con consecuencias impredecibles.

## **CAZA Y CONSERVACIÓN DEL CONEJO DE MONTE**

### **Relaciones entre caza y conservación**

Las relaciones entre caza y conservación han sido planteadas fundamentalmente desde dos perspectivas diferentes. Tradicionalmente, la caza se ha contemplado como una amenaza potencial para la conservación, debido al riesgo que supone la sobreexplotación. De hecho, ésta representa una de las principales causas de pérdida de biodiversidad, amenazando actualmente a un gran número de especies (Hilton-Taylor 2000, UNEP 2000). Sin embargo, la extracción no debería poner en peligro a toda población explotada. La teoría sobre dinámica de poblaciones explotadas establece que éstas pueden ser aprovechadas de forma sostenible mientras no se supere el rendimiento potencial, que viene determinado por el número de nacimientos menos el de muertes, y que éste puede ser maximizado, lo que se conoce como máximo aprovechamiento sostenible (Caughley y Sinclair 1994). El

riesgo que supone la extracción puede en principio ser evitado con un adecuado sistema de gestión, que debe comprender un adecuado conocimiento de la biología de la especie y su dinámica poblacional, un sistema de monitorización de su abundancia y una adecuada regulación de la caza (Caughley y Sinclair 1994, Williams et al 1996, Milner-Gulland y Mace 1998). El planteamiento del Máximo Aprovechamiento Sostenible ha recibido críticas numerosas, que indican que la mayoría de los aprovechamientos tienden a la sobreexplotación (Hilborn et al 1995). Estas críticas apuntan en parte a las bases biológicas del planteamiento (problemas con las asunciones de los modelos, variabilidad ambiental, diferencias espaciales y temporales), que podrían ser superadas con los conocimientos adecuados (Milner-Gulland y Mace 1998). Otra parte de las objeciones se relacionan con aspectos sociales, económicos o políticos del aprovechamiento, e indican que con frecuencia las expectativas y necesidades de los que aprovechan el recurso no resultan acordes con un aprovechamiento sostenible de éste (Robinson 1993). Visto el historial de aprovechamientos que resultan en sobreexplotación por estos motivos, este segundo grupo de críticas parece más difícil de superar (Hilborn et al 1995). Sin embargo, hay que tener en cuenta que en su mayor parte estos problemas se plantean en los aprovechamientos comerciales (pesca marina, explotación maderera) en los que las exigencias socioeconómicas son considerables (Ludwig et al 1993). La caza deportiva presenta unas circunstancias en las que las presiones para la explotación son más fácilmente controlables, existiendo numerosos ejemplos de este tipo de aprovechamientos que mantienen o incluso incrementan la abundancia (Williams et al 1996, Côté et al 2004).

Alternativamente, el aprovechamiento de poblaciones silvestres también ha sido propuesto como una posible herramienta de conservación. Este planteamiento, conocido como “conservación a través del uso sostenible” (Redford y Ritcher 1999), se halla respaldado por algunas de las más reputadas organizaciones internacionales de conservación, como la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente o el Fondo Mundial para la Naturaleza (Robinson 1993). El argumento es que la explotación de una especie, realizada con garantías de sostenibilidad proporciona un valor a esa especie y al hábitat que ocupa. Ese valor debería constituir un incentivo para la conservación de ambos y una alternativa a otros usos más destructivos (Webb 2002). Algunos ejemplos en este sentido serían el mejor estado de las poblaciones de lagópodo escocés (*Lagopus lagopus scoticus*) y de sus hábitats de brezal, de gran valor ecológico, en las zonas donde la especie se caza (Robertson et al 2001, Tharme et al 2001); o la recuperación de las poblaciones de numerosas

especies de aves acuáticas y los humedales en que habitan en América del Norte como resultado de la gestión cinegética (Williams et al 1999). Este punto de vista, por otra parte, ha sido también objeto de numerosas críticas. Parte de ellas se refieren a la dificultad ya comentada de evitar la sobreexplotación (Robinson 1993). Sin embargo, tal vez la principal objeción sea la referente a lo limitado del planteamiento. El incentivo generado por el aprovechamiento se reduciría a un bajo número de especies dentro de todo el ecosistema, no existiendo garantías de protección para el resto de los múltiples componentes de éste (Redford y Ritcher 1999). La extracción no solo afecta a la especie explotada, si no a todas las que interactúan con ella, como presas o predadores, repercutiendo por tanto la explotación en la funcionalidad del ecosistema, incluso aunque desde el punto de vista poblacional sea sostenible (Walters et al 2005). Por otra parte, el interés en obtener el mayor rendimiento posible en el aprovechamiento lleva a que con frecuencia se adopten medidas de incremento de la productividad poblacional, como el control de predadores, el manejo del hábitat o los refuerzos poblacionales (Hudson y Rands 1988). Estas medidas, que pueden resultar beneficiosas para la especie explotada, ocasionalmente afectan negativamente a las poblaciones de predadores (Villafuerte et al 1998) o de otras especies con requerimientos de hábitat distintos a los de esa especie (Côté et al 2004). Incluso, pese a ser realizadas con el objetivo de beneficiar a la especie de interés, a veces tienen el efecto contrario, como es el caso de las consecuencias genéticas y sanitarias de algunos refuerzos poblacionales (Cunningham 1996, Cross 2000).

### **La caza del conejo de monte y la conservación de sus poblaciones**

El conejo de monte es una de las especies de caza menor con mayor relevancia dentro del área original de distribución de esta especie, siendo el objetivo de un elevado número de cazadores y hallándose por tanto sujeto a una intensa presión cinegética (Rogers et al 1994, Villafuerte et al 1998). Esta situación expone al conejo, al menos potencialmente, al riesgo de sobreexplotación. Las especies de caza menor tienen generalmente una elevada tasa de reproducción, y son capaces de soportar elevadas extracciones, habiéndose sugerido que una mortalidad por caza de hasta un 50 % de la mortalidad total es compensatoria (Strickland et al 1994). Este podría ser el caso del conejo, para el cual se ha establecido con base en cálculos teóricos que es necesario capturar más del 87 % de su población para detener su crecimiento (Hone 1999). Sin embargo, este planteamiento no es totalmente aplicable cuando las poblaciones no se hallan en una buena situación. Existen numerosos ejemplos en que la mortalidad por caza tiene un carácter aditivo cuando tiene lugar en poblaciones fragmentadas o en declive (Nixon et al 1974, Small et al

1991, Marboutin y Peroux 1995, Bro et al 2000). Así pues, si bien el conejo ha sido tradicionalmente una especie capaz de soportar una elevada presión cinegética manteniendo poblaciones saludables, la situación actual causada por las enfermedades víricas y los cambios en su hábitat hacen que la caza pueda tener una incidencia negativa en la conservación de sus poblaciones. De hecho, en esta especie se ha observado una contribución importante de la caza a la mortalidad total (Arthur 1980, Rogers et al 1994) y los modelos teóricos predicen un impacto demográfico importante de la caza inadecuadamente regulada (Angulo y Villafuerte 2003, Calvete et al 2005). Por tanto, la conservación de las poblaciones de esta especie y del elevado número de predadores que sustenta dependen en gran medida de una adecuada regulación de la extracción cinegética ejercida sobre ellas.

Por otra parte, la elevada importancia cinegética de la especie podría también tener repercusiones positivas para su conservación. Como se ha señalado, uno de los problemas con que se encuentra el conejo de monte es la pérdida de hábitats favorables (Moreno y Villafuerte 1995), desplazados por usos alternativos como la agricultura intensiva o las repoblaciones forestales, entre otros. Potencialmente, el valor cinegético de la especie podría constituir un incentivo para la conservación de sus hábitats, como sucede en otras especies (Robertson et al 2001, Tharme et al 2001). Este incentivo podría sin embargo hallarse limitado en parte por la escasa relevancia económica de su caza, mucho menos cotizada que la de otras especies de caza menor.

Otro beneficio potencial que puede reportar al conejo su importancia cinegética es el estímulo que ésta representa para la adopción de medidas de incremento de la productividad de las poblaciones por parte de los cazadores. El importante descenso que han experimentado las poblaciones de conejo ha dado lugar a que los titulares de los cotos lleven a cabo medidas de gestión de este tipo con gran intensidad y frecuencia (Angulo 2004). En el caso del conejo, han sido descritas diferentes acciones de manejo con esta finalidad. Dentro de ellas, el control de predadores es una de las medidas para la gestión de la caza menor más extendidas (Reynolds y Tapper 1996). Su influencia en la abundancia del conejo ha sido investigada en varios estudios (Trout y Tittensor 1989, Banks et al 1998, Banks 2000). En general, se muestra como una medida eficaz, especialmente a bajas densidades de conejo. Sin embargo, las experiencias realizadas no lo han sido en el contexto de la gestión cinegética, ni dentro del área de distribución original de la especie, donde el número de especies depredadoras es más alto y existen interacciones entre ellos (Palomares et al 1995). Otro grupo de actuaciones engloba los manejos del hábitat. Dentro de ellas se encontrarían las destinadas a combatir los efectos del abandono de los usos

tradicionales del monte mediante la creación de parcelas de vegetación herbácea intercaladas entre el matorral (Moreno y Villafuerte 1995), hábitat idóneo para el conejo (Rogers y Myers 1979, Rogers 1981). Otro tipo de medidas incluidas en este grupo son las destinadas a mejorar la disponibilidad de sustratos adecuados para la creación de madrigueras (Aubineau et al 1985), un importante factor limitante de sus poblaciones (Parer y Libke 1985, Blanco y Villafuerte 1993). Las medidas de mejora del hábitat se han demostrado eficaces para aumentar la abundancia de conejo (Aubineau et al 1985, Moreno y Villafuerte 1995), especialmente donde la densidad de la especie es mayor. Otra categoría comprendería la lucha contra la mixomatosis y EHV, causantes de importantes mortalidades (Calvete et al 2002). La captura de conejos y su posterior vacunación es una práctica extendida entre los cazadores (Calvete et al 2004). Los beneficios de esta medida de gestión son un tanto dudosos. Si bien una introducción experimental en el campo de cepas atenuadas de mixomatosis consiguió aumentar la abundancia de conejos (Trout et al 1992), los riesgos de esta práctica debidos a la manipulación de los individuos parecen sobrepasar a sus posibles beneficios. Otra medida de lucha indirecta contra las enfermedades, extendida entre los titulares cinegéticos, es la fumigación de madrigueras para eliminar las pulgas, vectores de la mixomatosis, si bien su eficacia real parece bastante limitada (Osácar et al 1996).

Otro de los métodos habitualmente empleado por los cazadores son las repoblaciones (Letty et al 2000, Calvete y Estrada 2004). Esta medida de gestión resulta muy controvertida, y es de gran interés desde el punto de vista de las interacciones entre caza y conservación de las poblaciones de conejo, tanto por su eficacia, que en muchos casos resulta muy limitada, como por sus riesgos potenciales, que podrían llegar a sobrepasar a sus beneficios. En gran parte de las zonas en las que el conejo es manejado como una especie cinegética, las sueltas tienen lugar generalmente con individuos silvestres trasladados, provenientes de zonas de abundancia alta. Este tipo de operaciones ha sido objeto de investigación, disponiéndose de información abundante sobre su éxito, si bien casi exclusivamente medido como supervivencia a corto plazo. Ésta es en general muy baja cuando se emplea la metodología tradicional de los cazadores (Calvete et al 1997, Calvete y Estrada 2004). El éxito reproductor de los conejos trasladados es también bajo, si bien las evidencias son menores en este caso (Letty et al 2002). En cuanto a los riesgos que entrañan, uno de ellos serían los posibles efectos genéticos, debido a la estructura genética bien definida que el conejo presenta en la Península Ibérica. Traslados realizados entre zonas alejadas podrían ocasionar homogeneización de esta estructura o la pérdida de adaptaciones locales. Otro origen de los conejos



empleados en las repoblaciones es la cría en cautividad, siendo su empleo común en España y en Francia (Rogers et al 1994). Esta cría se realiza usualmente en condiciones muy similares a las de la cunicultura industrial (González 1998a), en un ambiente por tanto muy distinto al natural. Adicionalmente, debido a la dificultad de criar a esta especie en estas condiciones (González 1998b), es muy frecuente el recurso a la hibridación con razas domésticas para facilitarla. Todas estas circunstancias hacen esperar que los conejos así obtenidos presenten importantes diferencias con los silvestres, tanto desde el punto de vista genético como del desarrollo individual, y que estas diferencias tengan implicaciones en el éxito de las sueltas y en sus posibles efectos negativos sobre las poblaciones silvestres. A diferencia de las traslocaciones, las liberaciones de conejos nacidos en cautividad apenas han sido estudiadas (Ceballos et al 1997).

## **FINALIDAD Y ESTRUCTURA DE LA TESIS**

De la revisión de la biología e historia reciente del conejo de monte resulta evidente que las interacciones entre los papeles que la especie juega con respecto al hombre han tenido un efecto muy importante en su actual estatus. Entre estas interacciones, la relación entre caza y conservación del conejo presenta numerosas facetas, que pueden resultar tanto en posibles sinergias como antagonismos. Por otra parte, esta relación entre roles del conejo es una de las menos estudiadas. Por este motivo, se ha escogido como objeto de estudio de esta tesis la relación entre caza y conservación de las poblaciones de conejo, abordándola en diferentes aspectos y ámbitos geográficos.

En la primera parte de la tesis el ámbito geográfico es la España peninsular. Por una parte, en el primer capítulo se trata el tema de la tendencia poblacional de la especie. Esta información, que resulta básica a la hora de gestionar y conservar una especie, es muy limitada a nivel español. En este trabajo, la atención se ha centrado en el lapso de tiempo necesario para evaluar el impacto de la aparición de la Enfermedad Hemorrágica Vírica en las poblaciones de conejo españolas y su evolución en los años posteriores. Para ello se han empleado los únicos datos disponibles para la escala temporal y geográfica elegida, las cifras de capturas de caza, cuya fiabilidad es valorada a partir de datos disponibles de abundancia en el campo. En el segundo capítulo se trata la gestión cinegética de que es objeto el conejo de monte, también a nivel de toda España. Se ha estudiado la duración y

posición de la temporada de caza, la gestión de que es objeto en los cotos de caza y la importancia cinegética de la especie. Como fuente de información se han empleado datos publicados y una encuesta a técnicos de la Administración en todas las provincias. Esta información ha sido relacionada con la tendencia poblacional estudiada en el primer capítulo, centrandó los análisis en las implicaciones para la conservación.

La segunda parte de la tesis se centra en estudiar un aspecto concreto de la gestión cinegética de la especie, las repoblaciones con conejos híbridos, considerando algunas de sus implicaciones para la conservación de las poblaciones silvestres. El ámbito geográfico en este caso es Galicia, una de las zonas donde esta práctica es más frecuente. Así, en el tercer capítulo, se evalúa el resultado de estas repoblaciones mediante un estudio genético en poblaciones silvestres, basado en los conocimientos actuales de la estructura genética de la especie a nivel de ADN mitocondrial. Para ello, se obtuvieron muestras de granjas cinegéticas y de poblaciones con distintos historiales de repoblación. De esta forma se pusieron de manifiesto las diferencias entre los conejos silvestres y los procedentes de granjas cinegéticas, pudiéndose estudiar la presencia y persistencia de estos últimos en las poblaciones silvestres. Por último, en el cuarto capítulo, el objeto de estudio es el propio proceso de hibridación entre conejos silvestres y domésticos en las granjas cinegéticas. El estudio se centra en el efecto de la hibridación sobre varios rasgos reproductores con importantes implicaciones en la historia vital de la especie, empleando los registros de una granja cinegética con reproductores con distintos niveles de hibridación.

## REFERENCIAS

- Angulo,E. y Cooke, B. (2002) First synthesize new viruses then regulate their release? The case of the wild rabbit. *Molecular Ecology* 11, 2703-2709.
- Angulo,E. y Villafuerte, R. (2003) Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. *Biological Conservation* 115, 291-301.
- Angulo,E. (2004) *Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid.
- Armour,C.J. y Thompson, H. V. (1955) Spread of myxomatosis in the first outbreak in Great Britain. *Annals of Applied Biology* 43, 511-518.
- Arthur,C.P. (1980) Démographie du lapin de garenne *Oryctolagus cuniculus* (L.) 1758 en région parisienne. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* 127-162.

- Aubineau, J., Biadi, F., y Tesson, J.-L. (1985) Le lapin de garenne: exemple d'aménagement et de gestion d'un territoire de chasse en milieu bocager (Deux-Sèvres). *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* 89, 21-23.
- Banks, P.B., Dickman, C. R., y Newsome, A. E. (1998) Ecological costs of vertebrate pest control: foxes and rabbits. *Journal of Wildlife Management* 60, 766-772.
- Banks, P.B. (2000) Can foxes regulate rabbit populations? *Journal of Wildlife Management* 64, 401-406.
- Barcena, J., Morales, M., Vazquez, B., Boga, J. A., Parra, F., Lucientes, J., Pages-Mante, A., Sanchez-Vizcaino, J. M., Blasco, R., y Torres, T. M. (2000) Horizontal transmissible protection against myxomatosis and rabbit hemorrhagic disease by using a recombinant myxoma virus. *Journal of Virology* 74, 1114-1123.
- Best, S.M. y Kerr, P. J. (2000) Coevolution of host and virus: The pathogenesis of virulent and attenuated strains of myxoma virus in resistant and susceptible European rabbits. *Virology* 267, 36-48.
- Biadi, F. y Le-Gall, A. (1993) *Le lapin de garenne*. Hatier, Paris.
- Blanco, J. C. and Villafuerte, R. Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica. ICONA. 1993.
- Boag, B. (1987) Reduction in numbers of the Wild Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) due to changes in agricultural practices and land-use. *Crop Protection* 6, 347-351.
- Bomford, M. Lessons from rabbit calicivirus disease. 117-121. 1998. Bunbury, Western Australia. Proceedings of the 11th Australian Vertebrate Pest Conference. Boots, M., Hudson, P. J., y Sasaki, A. (2004) Large shifts in pathogen virulence relate to host population structure. *Science* 303, 842-844.
- Branco, M., Ferrand, N., y Monnerot, M. (2000) Phylogeography of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) on the Iberian Peninsula inferred from RFLP analysis of the cytochrome b gene. *Heredity* 85, 307-317.
- Branco, M. (2000) *Estrutura genética das populações de coelho europeu (Oryctolagus cuniculus) na Península Ibérica. Isolamento, diferenciação de duas unidades evolutivas, expansão geográfica e contacto secundário*. Ph. D. Universidade do Porto.
- Bro, E., Sarrazin, J., Clobert, J., y Reitz, F. (2000) Demography and the decline of the grey partridge *Perdix perdix* in France. *Journal of Applied Ecology* 37, 432-448.
- Cabrera, A. (1914) *Fauna Ibérica. Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Callou, C. (1995) Modifications de l'aire de répartition du Lapin (*Oryctolagus cuniculus*) en France et en Espagne, du Pléistocène à l'époque actuelle. État de la question. *Anthropozoologica* 21, 95-114.
- Calvete, C., Villafuerte, R., Lucientes, J., y Osácar, J. J. (1997) Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain. *Journal of Zoology, London* 241, 271-277.
- Calvete, C., Estrada, R., Villafuerte, R., Osácar, J. J., y Lucientes, J. (2002) Epidemiology of viral hemorrhagic disease and myxomatosis in a free-living population of wild rabbits. *Veterinary Record* 150, 776-782.

- Calvete,C., Estrada, R., Osacar, J. J., Lucientes, J., y Villafuerte, R. (2004) Short-term negative effects of vaccination campaigns against myxomatosis and viral hemorrhagic disease (VHD) on the survival of european wild rabbits. *Journal of Wildlife Management* 68, 198-205.
- Calvete,C. y Estrada, R. (2004) Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbits. Improving the release protocol. *Biological Conservation* 120, 507-516.
- Calvete,C., Angulo, E., y Estrada, R. (2005) Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective. *Biological Conservation* 121, 623-634.
- Caughley,G. y Sinclair, A. R. E. (1994) *Wildlife ecology and management*. Blackwell Scientific Publications, Cambridge.
- Ceballos,O., Leránzoz, I., Urmeneta, A., y Albizu, C. (1997) Estudio del ciclo biológico del conejo de monte en Navarra. *Boletín de Información Técnica sobre Especies Cinegéticas* 4, xx.
- Clutton-Brock,J. (1999) *A Natural History of Domesticated Mammals*, 2 edn. Cambridge University Press, Londres.
- Cooke,B.D. (2002) Rabbit haemorrhagic disease: field epidemiology and the management of wild rabbit populations. *Revue Scientifique et Technique. Office International des Épizooties* 21, 347-358.
- Corbet,G.B. (1986) Relationships and origins of the European lagomorphs. *Mammal Review* 16, 105-110.
- Corbet,G.B. (1994) Taxonomy and origins. *The European Rabbit: the History and Biology of a Successful Coloniser* (eds Thompson,H.V. y King,C.M.), 1-7. Oxford Science Publications, Oxford, UK.
- Cote,S.D., Rooney, T. P., Tremblay, J. P., Dussault, C., y Waller, D. M. (2004) Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35, 113-147.
- Cross,T.F. (2000) Genetic implications of translocation and stocking of fish species, with particular reference to Western Australia. *Aquaculture Research* 31, 83-94.
- Cunningham,A.A. (1996) Disease risks of wildlife traslocations. *Conservation Biology* 10, 349-353.
- Delibes, M. and Hiraldo, F. The rabbit as a prey in the iberian mediterranean ecosystem. Myers, K. and MacInnes, C. D. 654-663. 1981. Ontario, University of Guelph. Proceedings of the World Lagomorph Conference. 1979. Ellerman,J.R. y Morrison-Scott, T. C. S. (1951) *Checklist of Palearctic and Indian mammals*. British Museum of Natural History, Londres, UK.
- Fenner,F. y Ratcliffe, F. N. (1965) *Myxomatosis*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Fenner,F. y Ross, J. (1994) Myxomatosis. *The european rabbit: the history and biology of a successful colonizer* (eds Thompson,H.V. y King,C.M.), 205-239. Oxford University Press, Oxford.

- Ferrand, N. (1995) *Variação genética de proteínas em populações de coelho (Oryctolagus cuniculus). Análise da diferenciação subespecífica, subestruturação, expansão geográfica e domesticação*. Tesis de Doctorado Universidade do Porto.
- Ferrer, M. y Negro, J. J. (2004) The near extinction of two large European predators: Super specialists pay a price. *Conservation Biology* 18, 344-349.
- Flux, J.E.C. (1994) World distribution. *The european rabbit: the history and biology of a successful colonizer* (eds Thompson, H.V. y King, C.M.), 8-21. Oxford University Press, Oxford.
- Goncalves, H., Alves, P. C., y Rocha, A. (2002) Seasonal variation in the reproductive activity of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*) in a Mediterranean ecosystem. *Wildlife Research* 29, 165-173.
- González, P. (1998) Consideraciones sobre la supervivencia de los gazapos de conejo de monte genéticamente puro explotado en jaula. *Lagomorpha* 95, 30-36.
- González, P. (1998) Ensayo de nidadas de madera aglomerada para la cría de conejos de monte en jaula. *Lagomorpha* 100, 32-37.
- Gu, W.Y., Holland, M., Janssens, P., Seemark, R., y Kerr, P. (2004) Immune response in rabbit ovaries following infection of a recombinant myxoma virus expressing rabbit zona pellucida protein B. *Virology* 318, 516-523.
- Hall, L.S. y Myers, K. (1978) Variations in the microclimate in rabbit warrens in semi-arid New South Wales. *Australian Journal of Ecology* 5, 253-261.
- Hardy, C., Vigne, J. D., Casane, D., Dennebouy, N., Mounolou, J. C., y Monnerot, M. (1994) Origin of European Rabbit (*Oryctolagus-Cuniculus*) in A Mediterranean Island - Zooarchaeology and Ancient Dna Examination. *Journal of Evolutionary Biology* 7, 217-226.
- Heard, H.K., O'Connor, K., y Strayer, D. S. (1990) Molecular analysis of immunosuppression induced by virus replication in lymphocytes. *Journal of Immunology* 144, 3992-3999.
- Hilborn, R., Walters, C., y Ludwig, D. (1995) Sustainable exploitation of renewable resources. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26, 45-67.
- Hilton-Taylor, C. (2000) *The IUCN red list of threatened species*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Hirakawa, H. (2001) Coprophagy in leporids and other mammalian herbivores. *Mammal Review* 31, 61-80.
- Hockett, B. y Bicho, N. F. (2000) The rabbits of Picareiro cave: small mammal hunting during the Late Upper Paleolithic in the Portuguese Estremadura. *Journal of Archeological Science* 27, 715-723.
- Hockett, B. y Haws, J. A. (2002) Taphonomic and methodological perspectives of leporid hunting during the Upper Paleolithic of the western Mediterranean basin. *Journal of Archaeological Method and Theory* 9, 269-302.
- Hone, J. (1999) On the rate of increase (r): patterns of variation in Australian mammals and the implications for wildlife management. *Journal of Wildlife Management* 36, 709-718.

- Hudson, J.R., Thompson, H. V., y Mansi, W. (1955) Myxoma virus in Britain. *Nature* 176, 783.
- Hudson, P.J. y Rands, M. R. W. (1988) *Ecology and management of gamebirds*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Jaksic, F.M. y Soriguer, R. C. (1981) Predation Upon the European Rabbit (*Oryctolagus Cuniculus*) in Mediterranean Habitats of Chile and Spain - A Comparative-Analysis. *Journal of Animal Ecology* 50, 269-281.
- Kessel, J.F., Prouty, C. C., y Meyer, J. W. (1931) Occurrence of infectious myxomatosis in southern California. *Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine* 28, 413-414.
- Kovaliski, J. (1998) Monitoring the spread of rabbit hemorrhagic disease virus as a new biological agent for control of wild European rabbits in Australia. *Journal of Wildlife Diseases* 34, 421-428.
- Lebas, F., Coudert, P., De-Rochambeau, H., y Thébault, R. (1997) *The Rabbit: Husbandry, Health and Production*. FAO Animal Production and Health Series, Roma.
- Letty, J., Marchandea, S., Clobert, J., y Aubineau, J. (2000) Improving translocation success: an experimental study of antistress treatment and release method for wild rabbits. *Animal Conservation* 3, 211-219.
- Letty, J., Hivert, J., Queney, G., Aubineau, J., Monnerot, M., y Marchandea, S. (2002) Assessment of genetic introgression due to a wild rabbit restocking. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 48, 33-41.
- Lloyd, H.G. (1970) Post-myxomatosis rabbit populations in England and Wales. *EPPO Public Series A* 58, 197-215.
- López Martínez, N. (1989) *Revisión sistemática y bioestratigráfica de los Lagomorpha (Mammalia) del Terciario y Cuaternario inferior de España*, 1 edn. Mem. Museo Paleont. Univ. Zaragoza, 3, Zaragoza.
- Ludwig, D., Hilborn, R., y Walters, C. (1993) Uncertainty, resource exploitation, and conservation: Lessons from history. *Science* 260, 17-36.
- Manning, P.J., Ringler, D. H., y Newcomer, C. E. (1994) *The biology of the laboratory rabbit*, 2 edn. Academic Press, New York.
- Marboutin, E. y Peroux, R. (1995) Survival pattern of European hare in a decreasing population. *Journal of Applied Ecology* 32, 809-816.
- Marchandea, S., Chantal, J., Portejoie, Y., Barraud, S., y Chaval, Y. (1998) Impact of viral hemorrhagic disease on a wild population of European rabbits in France. *Journal of Wildlife Diseases* 34, 429-435.
- Marchandea, S., Ricci, J. C., y Chantal, J. (1998) Taux de prévalence sérologique du virus de la maladie viral hémorragique (VHD) du lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) et des ses formes apparentées au sein de différentes populations sauvages de France. *Mammalia* 62, 95-103.
- Marchandea, S. y Boucrat-Baralon, C. (1999) Epidémiologie de la myxomatose et des caliciviroses apparentées à la VHD dans une population sauvage de lapins de garenne (*Oryctolagus cuniculus*). *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife* 16, 65-80.

- Marchandeau, S., Chaval, Y., y Le Goff, E. (2000) Prolonged decline in the abundance of wild European rabbits *Oryctolagus cuniculus* and high immunity level over three years following the arrival of rabbit haemorrhagic disease. *Wildlife Biology* 6, 141-147.
- Milner-Gulland, E.J. y Mace, R. (1998) *Conservation of biological resources*. Blackwell Science Ltd., Oxford.
- Moreno, S. y Villafuerte, R. (1995) Traditional Management of Scrubland for the Conservation of Rabbits *Oryctolagus-Cuniculus* and Their Predators in Donana-National-Park, Spain. *Biological Conservation* 73, 81-85.
- Morrisse, J.P., Le-Gall, G., y Boilletot, E. (1991) Hepatitis of viral origin in Leporidae: introduction and aetiological hypothesis. *Revue scientifique et technique de l'Office international des épizooties* 10, 283-295.
- Moss, S.R., Turner, S. L., Trout, R. C., White, P. J., Hudson, P. J., Desai, A., Armesto, M., Forrester, N. L., y Gould, E. A. (2002) Molecular epidemiology of Rabbit haemorrhagic disease virus. *Journal of General Virology* 83, 2461-2467.
- Mutze, G., Cooke, B. D., y Alexander, P. (1998) The initial impact of rabbit haemorrhagic disease on European rabbit populations in South Australia. *Journal of Wildlife Diseases* 34, 221-227.
- Myers, K. y Bults, H. G. (1977) Observations on changes in the quality of food eaten by the wild rabbit. *Australian Journal of Ecology* 2, 215-229.
- Myers, K., Parer, I., Wood, D. H., y Cooke, B. D. (1994) The rabbit in Australia. *The european rabbit: the history and biology of a successful colonizer* (eds Thompson, H.V. y King, C.M.), 108-157. Oxford University Press, Oxford.
- Nagesha, H.S., McColl, K. A., Collins, B. J., Morrissy, C. J., Wang, L. F., y Westbury, H. A. (2000) The presence of cross-reactive antibodies to rabbit haemorrhagic disease virus in Australian wild rabbits prior to the escape of virus from quarantine. *Archives of Virology* 145, 749-757.
- Nixon, C.M., Donohoe, R. W., y Nash, T. (1974) Overharvest of fox squierrels from two woodlots in western Ohio. *Journal of Wildlife Management* 38, 67-80.
- O'Keefe, J.S., Tempero, J. E., Motha, M. X. J., Hansen, M. F., y Atkinson, P. H. (1999) Serology of rabbit haemorrhagic disease virus in wild rabbits before and after release of the virus in New Zealand. *Veterinary Microbiology* 66, 29-40.
- Olinger, V.F. y Thiel, H. J. (1991) Identification of the viral haemorrhagic disease virus as a calicivirus. *Revue scientifique et technique de l'Office international des épizooties* 10, 311-323.
- Osácar, J. J., Lucientes, J., Gajón, A., Moreno, C., and Calvete, C. Efficacy of burrow fumigations against wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) fleas (*Siphonaptera*) in Ebro's Middle Valley (Northeastern Spain). 69. 1996. Strasbourg, France, Xth European Society for Vector Ecology Meeting. .
- Pages, M.V. (1980) Éssai de reconstitution de l'histoire du lapin de garenne en Europe. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* Diciembre 1980, 13-21.

- Palomares,F., Gaona, P., Ferreras, P., y Delibes, M. (1995) Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predators populations: An example with lynx, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology* 9, 295-305.
- Palomares,F. y Delibes, M. (1997) Predation upon European rabbits and their use of open and closed patches in Mediterranean habitats. *Oikos* 80, 407-410.
- Parer,I. y Libke, J. A. (1985) Distribution of rabbit, *Oryctolagus cuniculus*, warrens in relation to soil type. *Australian Wildlife Research* 12, 387-405.
- Park,J.H., Lee, Y. S., y Itakura, C. (1995) Pathogenesis of Acute Necrotic Hepatitis in Rabbit Hemorrhagic-Disease. *Laboratory Animal Science* 45, 445-449.
- Peiró, V. and Seva, E. Maladie hémorragique virale du lapin de garenne au sud-est de l'Espagne. 752-758. 1991. Godollo, Hungary, University of Agricultural Science, Godollo, Hungary. Proceedings XXth Congress of the International Union of Game Biologists. .
- Queney,G., Vachot, A. M., Brun, J. M., Dennebouy, N., Mullsant, P., y Monnerot, M. (2002) Different levels of human intervention in domestic rabbits: Effects on genetic diversity. *Journal of Heredity* 93, 205-209.
- Ratcliffe,F.N., Myers, K., Fennessy, B. V., y Calaby, J. H. (1952) Myxomatosis in Australia - A Step Towards the Biological Control of the Rabbit. *Nature* 170, 7-11.
- Redford,K.H. y Richter, B. D. (1999) Conservation of biodiversity in a world of use. *Conservation Biology* 13, 1246-1256.
- Reumer,J.W.H. y Sanders, E. A. C. (1984) Changes in vertebrate fauna of Menorca in prehistoric and classical times. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 49, 321-325.
- Reynolds,J.C. y Tapper, S. (1996) Control of mammalian predators in game management and conservation. *Mammal Review* 26, 127-156.
- Robertson,P.A., Park, K. J., y Barton, A. F. (2001) Loss of heather *Calluna vulgaris* moorland in the Scottish uplands: the role of red grouse *Lagopus lagopus scoticus* management. *Wildlife Biology* 7, 11-16.
- Robinson,J.G. (1993) The Limits to Caring - Sustainable Living and the Loss of Biodiversity. *Conservation Biology* 7, 20-28.
- Robinson,R. (1984) Rabbit. *Evolution of domesticated animals* (ed Manson,I.L.), 1-452. Longman, New York.
- Rogers,P.M. (1979) *Ecology of the European wild rabbit Oryctolagus cuniculus (L.), in the Camargue, southern France*. Tesis Doctoral University of Guelph, Ontario.
- Rogers,P.M. y Myers, K. (1979) Ecology of the European Wild Rabbit, *Oryctolagus-Cuniculus (L)*, in Mediterranean Habitats .1. Distribution in the Landscape of the Coto-Donana, S Spain. *Journal of Applied Ecology* 16, 691-703.
- Rogers,P.M. (1981) Ecology of the European Wild Rabbit *Oryctolagus-Cuniculus (L)* in Mediterranean Habitats .2. Distribution in the Landscape of the Camargue, S France. *Journal of Applied Ecology* 18, 355-371.
- Rogers,P.M., Arthur, C. P., y Soriguer, R. C. (1994) The rabbit in continental Europe. *The european rabbit: the history and biology of a successful colonizer* (eds Thompson,H.V. y King,C.M.), 22-63. Oxford Univesity Press, Oxford.



- Rosell, J.M. (2000) *Enfermedades del conejo*. Editorial Mundi Prensa, Madrid.
- Sanarelli, G. (1898) Das myxomatogene Virus. Beitrag zum Stadium der Krankheit serreger ausserhalb de Sichtbarem. *Zentralblatt für Bakteriologie, Parasitenkunde, Infektionskrankheiten und Hygiene* 23, 865-873.
- Saunders, G., Choquenot, D., McIlroy, J., y Packwood, R. (1998) Initial effects of rabbit haemorrhagic disease on free-living rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) populations in central-western New South Wales. *Wildlife Research* 26, 69-74.
- Small, R.J., Holzward, J. C., y Rusch, D. H. (1991) Predation and hunting mortality of ruffed grouse in central Wisconsin. *Journal of Wildlife Management* 55, 512-520.
- Stiner, M.C., Munro, N. D., Surovell, T. A., Tchernov, E., y Bar-Yosef, O. (1999) Paleolithic population growth pulses evidenced by small animal exploitation. *Science* 283, 190-194.
- Stiner, M.C. y Munro, N. D. (2002) Approaches to prehistoric diet breadth, demography, and prey ranking systems in time and space. *Journal of Archaeological Method and Theory* 9, 181-214.
- Strickland, M.D., Harju, H. J., McCaffery, K. R., Miller, H. W., Smith, L. M., y Stoll, R. J. (1996) Harvest management. *Research and management techniques for wildlife and habitats* (ed Bookhout, T.A.), 445-473. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Tapper, S. (1992) *Game heritage: An ecological review from shooting and gamekeeping records*. Game Conservancy Ltd., Fordingbridge, Hampshire.
- Tharme, A.P., Green, R. E., Baines, D., Bainbridge, I. P., y O'Brien, M. (2001) The effect of management for red grouse shooting on the population density of breeding birds on heather-dominated moorland. *Journal of Applied Ecology* 38, 439-457.
- Thompson, H.V. y King, C. M. (1994) *The European rabbit: the history and biology of a successful colonizer*. Oxford University Press, Oxford.
- Thompson, H.V. (1994) The rabbit in Britain. *The European rabbit: the history and biology of a successful colonizer* (eds Thompson, H.V. y King, C.M.), 64-107. Oxford University Press, Oxford.
- Torres, J.M., Sanchez, C., Ramirez, M. A., Morales, M., Barcena, J., Ferrer, J., Espuna, E., Pages-Mante, A., y Sanchez-Vizcaino, J. M. (2001) First field trial of a transmissible recombinant vaccine against myxomatosis and rabbit hemorrhagic disease. *Vaccine* 19, 4536-4543.
- Trout, R.C., Tapper, S. C., y Harradine, J. (1986) Recent trends in the rabbit population in Britain. *Mammal Review* 16, 117-123.
- Trout, R.C. y Tittensor, A. M. (1989) Can predators regulate wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* population density in England and Wales? *Mammal Review* 19, 153-173.
- Trout, R.C., Ross, J., Tittensor, A. M., y Fox, A. P. (1992) The effects on a British wild rabbit population (*Oryctolagus cuniculus*) of manipulating myxomatosis. *Journal of Applied Ecology* 29, 679-686.
- Trout, R.C. y Smith, G. C. (1995) The reproductive productivity of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in southern England on sites with different soils. *Journal of Zoology, London* 237, 411-422.

- Trout, R.C., Chasey, D., y Sharp, G. (1997) Seroepidemiology of rabbit haemorrhagic disease (RHD) in wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in the United Kingdom. *Journal of Zoology, London* 243, 846-853.
- Ueda, K. (1992) Pathology of Rabbit Hemorrhagic-Disease (Rhd) - Pathology of Disseminated Intravascular Coagulation (Dic). *Japanese Journal of Veterinary Research* 40, 64.
- United Nations Environment Programme (2000) *Global biodiversity assesment 2000*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Villafuerte, R. (1994) *Riesgo de predación y estrategias defensivas del conejo, Oryctolagus cuniculus, en el Parque Nacional de Doñana*. Tesis Doctoral Universidad de Córdoba.
- Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J. C., y Lucientes, J. (1995) Incidence of viral haemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia* 59, 651-659.
- Villafuerte, R. y Moreno, S. (1997) Predation risk, cover type, and group size in European rabbits in Donana (SW Spain). *Acta Theriologica* 42, 225-230.
- Villafuerte, R., Vinuela, J., y Blanco, J. C. (1998) Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: The case of red kites and rabbits in Spain. *Biological Conservation* 84, 181-188.
- Walters, C.J., Christensen, V., Martell, S. J., y Kitchell, J. F. (2005) Possible ecosystem impacts of applying MSY policies from single-species assessment. *Ices Journal of Marine Science* 62, 558-568.
- Webb, G.J.W. (2002) Conservation and sustainable use of wildlife - an evolving concept. *Pacific Conservation Biology* 8, 12-26.
- Wheeler, S.H. y King, D. R. (1985) The European Rabbit in South-western Australia II. Reproduction. *Australian Wildlife Research* 12, 197-212.
- Williams, B.K., Johnson, F. A., y Wilkins, K. (1996) Uncertainty and the adaptive management of waterfowl harvests. *Journal of Wildlife Management* 60, 223-232.
- Williams, B.K., Koneff, M. D., y Smith, D. A. (1999) Evaluation of waterfowl conservation under the North American waterfowl management plan. *Journal of Wildlife Management* 63, 417-440.
- Williams, K., Parer, I., Coman, B., Burley, J., y Braysher, M. (1995) *Managing vertebrate pests: rabbits*. Bureau of Resource Science and CSIRO Division of Wildlife and Ecology. Australian Government Publishing Service, Canberra.
- Wilson, D.E. y Reeder, D. M. (1993) *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic reference*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, USA.
- Xu, W.Y. (1991) Viral haemorrhagic disease of rabbit in the People's Republic of China: epidemiology and viral characterisation. *Revue scientifique et technique de l'Office international des épizooties* 10, 393-408.
- Zeuner, F.E. (1963) *A History of Domesticated Animals*. Harper & Row, New York.

# Capítulo 1

---

## **Evolución reciente de las poblaciones de conejo de monte en España: el impacto de la Enfermedad Hemorrágica Vírica**

### **INTRODUCCIÓN**

El conejo de monte es una especie que ha experimentado un descenso considerable en su abundancia durante las últimas décadas en su área original de distribución. Desde un punto de vista histórico, este declive se inició en 1952, con la introducción en Francia de la mixomatosis (Fenner y Ross 1994), desde donde se propagó al resto de Europa. Esta enfermedad llegó a España en 1954, extendiéndose desde entonces y hasta 1959 por casi todo el país (Muñoz 1960). Los efectos iniciales sobre las poblaciones de conejo fueron devastadores, habiéndose estimado las mortalidades en ese momento en tasas próximas al 100 % (Armour y Thompson 1955, Lloyd 1970) y con una reducción de las poblaciones que alcanzó el 99% en los dos primeros años en algunas zonas (Hudson et al 1955). Algunos autores, sin embargo, consideran estas estimas demasiado elevadas, proponiendo una tasa algo

menor, del 90 % (Queney et al 2000). Pronto comenzó a apreciarse la aparición de formas menos virulentas del virus de la mixomatosis, así como de una resistencia con base genética entre los conejos (Fenner y Ratcliffe 1965, Best y Kerr 2000). De esta forma, en aquellas zonas de donde hay datos disponibles (Reino Unido, Trout et al 1986; Francia, Austria y Alemania, Rogers et al 1994), se pudo observar que las poblaciones de conejo se incrementaban lentamente desde mediados de los años 50 hasta 1970, experimentando un aumento notable durante la siguiente década. Durante la primera mitad de los años 80 la tendencia no fue homogénea en toda Europa, produciéndose cambios de distinto signo en diferentes zonas. Ello no impidió constatar que la recuperación tras la mixomatosis se mantenía (Rogers et al 1994, Trout y Smith 1995), pese a que la enfermedad adquirió carácter endémico (Fenner y Ross 1994) y a que continúa hoy en día teniendo un efecto importante sobre las poblaciones (Marchandeu et al 2000, Calvete et al 2002).

Mientras tanto, empezó a parecer evidente que otros factores estaban incidiendo negativamente sobre la abundancia de los conejos. De éstos tal vez el más destacable sea la alteración de los hábitats favorables para la especie, bien por la intensificación de la agricultura (Boag 1987, Rogers et al 1994), bien por el abandono de los usos tradicionales del monte que alteraron los hábitats de matorral (Moreno y Villafuerte 1995). Otras causas que han sido citadas por su contribución a mantener bajas densidades de conejos son la caza (Arthur 1980) o la depredación por especies oportunistas (Trout y Tittensor 1989, Palomares et al 1995, Banks 2000).

A todos estos factores vino a sumarse a finales de los 80 la aparición de una nueva patología, la enfermedad hemorrágica vírica (EHV). Descrita por primera vez en conejos domésticos en China en 1984 (Liu et al 1984), apareció por primera vez en conejos silvestres en Europa en 1988 (Argüello et al 1988). En España se detectó ese mismo año, inicialmente en el sureste peninsular, extendiéndose por todo el país desde entonces hasta 1993 (Villafuerte et al 1995, Simon et al 1998) a una velocidad que se estimó en 15 km por mes (Cooke 2002). Las mortalidades iniciales fueron muy elevadas, situándose en España entre el 55 % (Peiró y Seva 1991) y el 75 % (Villafuerte et al 1995) y en torno al 45 % en Francia (Marchandeu et al 1998a). En Australia, donde se extendió accidentalmente desde un campo experimental en una isla al continente, se observaron mortalidades entre el 50 y el 90 % (Bomford 1998, Mutze et al 1998, Saunders et al 1998). En Nueva Zelanda, donde fue introducida ilegalmente por agricultores, estas supervivencias oscilaron entre el 10 y el 55 % (O'Keefe et al 1999). Sin embargo, en poco tiempo fueron observados signos de estabilidad e incluso recuperación de algunas poblaciones

(Blanco y Villafuerte 1993, Marchendeau et al 2000, Calvete et al 2002). Estas tendencias han sido relacionadas con altos niveles de inmunidad en el campo (Trout et al 1997, Marchandeau et al 1998b), con la presencia de formas apatógenas del virus (Marchandeau y Boucrat-Baralon 1999, Nagesha 2000) y con una menor mortalidad por la EHV en las poblaciones más densas (Calvete et al 2002). Así, en España en 1993, solamente 5 años después de la aparición de la EHV, Villafuerte et al (1995) detectan mortalidades en el campo del 29 % y una cierta recuperación de algunas poblaciones. Sin embargo, al igual que la mixomatosis, la EHV ha adquirido carácter endémico en las poblaciones de conejo (Calvete et al 2002).

Existe abundante información sobre la aparición y el avance de la EHV, y sobre las mortalidades causadas y la reducción de poblaciones a nivel local. Sin embargo, no hay disponible en la literatura científica ningún análisis detallado de tendencias para el periodo posterior a la aparición de la EHV que haga referencia a escalas geográficas amplias.

Por otra parte, las cuestiones presentadas hasta ahora han tenido en cuenta el efecto de los factores causantes de la disminución sobre las poblaciones de conejos a nivel global, sin considerar los posibles cambios en la distribución espacial. Sin embargo, existe constancia de que los cambios en la abundancia han ido acompañados de modificaciones en los patrones de dispersión. Trout et al (1986), al examinar la recuperación en número en el Reino Unido de 1961 a 1984, concluyen que no es uniforme en todo el territorio y que la distribución ha variado con respecto a la anterior a la mixomatosis.

También se ha constatado que el impacto inicial de la EHV estuvo condicionado por la geografía y el clima. En Europa, los descensos más acusados se observaron en España, Portugal y Francia, siendo menos intensos en el Reino Unido y otros países septentrionales (Cooke 2002). En Oceanía se registraron incidencias mayores en las zonas áridas de Australia (Bowen y Read 1998, Mutze et al 1998, Cooke et al 2000) que en lugares más húmedos y templados de este país (Saunders et al 1998) o que en Nueva Zelanda (Parkes et al 1998). Villafuerte et al (1995) encuentran también una recuperación desigual tras la EHV en España, mayor en aquellas zonas con una densidad alta de conejos antes de la llegada de la enfermedad. Fa et al (1999) hacen también referencia a este fenómeno. Otra manifestación, no documentada científicamente, es la existencia de zonas, repartidas por toda la geografía española, donde la abundancia de conejo parece haberse recuperado notablemente alcanzado niveles muy elevados.

Así, por un lado, nos encontramos con un conjunto de factores que actúan negativamente sobre las poblaciones de conejo, responsables de su disminución en número y de la alteración de su distribución. Por otro, hay que considerar que esta especie presenta en España una gran importancia cinegética (Villafuerte et al 1998, ver Capítulo 2) y de conservación, por su papel como presa de un gran número de depredadores (Delibes e Hiraldo 1981). Sin embargo, la información sobre el estado de sus poblaciones en nuestro país es relativamente escasa. El único estudio disponible con información para todo el territorio es un muestreo realizado en 1993 (Blanco y Villafuerte 1993) en el que se basa alguna de las referencias comentadas anteriormente (Villafuerte et al 1995). En este trabajo se estimó la abundancia y se realizaron entrevistas sobre la evolución numérica en años pasados en diversos puntos de la España peninsular. Otros estudios tienen un carácter muy local o abarcan lapsos reducidos de tiempo (por ejemplo, Beltrán 1991, Fa et al 1999).

En el caso de España, la única información disponible que comprenda una serie de años larga y un territorio amplio es el registro del número de conejos cazados, recopilado y publicado anualmente por el Ministerio de Agricultura. Este registro se publica en forma de tablas que contienen el número total de conejos cazados en cada provincia para un año determinado. No está disponible ninguna información adicional sobre la metodología empleada para su cálculo, ni tampoco se ha evaluado nunca de forma rigurosa su fiabilidad. Sin embargo, este tipo de datos puede ser empleado para la estima de abundancias relativas (Tapper 1992, Milner-Gulland y Mace 1998). Considerando que son los únicos datos que podrían servir para conocer la evolución de la abundancia del conejo de monte en España, deberían ser tenidos en cuenta si se demuestra la validez para su empleo como indicadores de la abundancia.

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores, este capítulo tiene como objetivos:

- (i) evaluar si los datos de capturas disponibles son un buen indicador de la abundancia de conejos, empleando para ello las estimas de abundancia de que se dispone para 1993
- (ii) empleando los datos de capturas disponibles, conocer cuál ha sido la tendencia general de las poblaciones de la especie en los últimos 20 años en España, en concreto tras la aparición de la EHV
- (iii) estudiar la distribución geográfica de esta tendencia

## MÉTODOS

### Obtención de datos

#### *Abundancia de conejos*

Los datos de partida empleados para conocer la abundancia de conejos son los que sirvieron de base para la elaboración de un informe encargado por el Ministerio de Agricultura (Blanco y Villafuerte 1993), que contiene los únicos datos de este tipo disponibles a nivel de todo el país. En este trabajo, la España peninsular fue dividida en la cuadrícula correspondiente a la cartografía 1:100.000 del Servicio Cartográfico del Ejército. En cada una de estas divisiones se recorrieron transectos de 4 km, anotando el número total de letrinas observadas. Los recorridos se realizaron entre junio y julio de 1993, por personal con experiencia en muestreos de campo. Para la ubicación de los transectos se escogieron zonas con presencia conocida de conejo con base en las referencias proporcionadas por informadores locales. Se obtuvo así información para un total de 311 puntos.

#### *Capturas de conejo, licencias de caza y duración de la temporada de caza de conejo*

El número de conejos cazados en cada provincia en el intervalo de 1978 a 2001 se obtuvo de los correspondientes Anuarios de Estadística Agraria publicados por el Ministerio de Agricultura. Considerando que el objetivo de este capítulo es el estudio de la evolución reciente de la abundancia de conejo, y en concreto del efecto de la EHV sobre sus poblaciones, se eligió 1978 como inicio del intervalo de estudio a fin de disponer de un periodo de referencia de 10 años previo a la llegada de esta enfermedad. A partir de ahí se emplearon los datos hasta el año 2001 en función de la disponibilidad de Anuarios. De esta forma, se ha dispuesto de una serie que abarca un total de 24 años.

Con el fin de conocer el esfuerzo empleado en obtener estas capturas, se obtuvieron también los datos disponibles al respecto: número de licencias de caza y duración de la temporada de caza de conejo. El número de licencias por provincia se tomó de los Anuarios de Estadística Agraria antes indicados. La duración de la temporada de caza se calculó como el número de días transcurridos entre el inicio y el fin del periodo hábil de caza de la especie en cada provincia, obtenidos de las Órdenes de Vedas respectivas, tal como se detalla en el capítulo 2. En el caso de existencia de

una temporada de verano (ver también el capítulo 2), la duración de ésta, calculada de la misma manera, se sumó a la cifra anterior.

### *Zonas de alta abundancia de conejo*

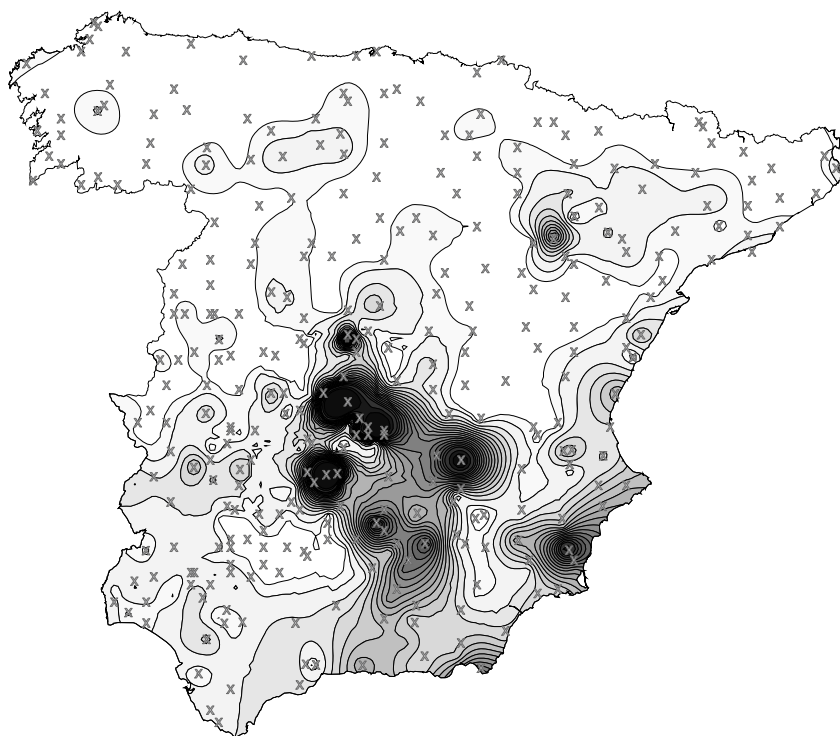
La existencia en las distintas provincias de zonas donde la abundancia de conejo es muy superior a la mayoría del territorio fue evaluada mediante una encuesta dirigida a cada uno de los servicios provinciales con competencia en materia de caza de todas las comunidades autónomas. Son precisamente estas personas las que proporcionan las estimas de conejos cazados por provincia. Esta encuesta, que aporta gran parte de los datos en que se basa el capítulo 2 de esta tesis, es descrita allí en detalle. Por lo que se refiere a las zonas de alta abundancia, se le pedía al técnico provincial que informase sobre la existencia de zonas donde la abundancia de conejo es mucho más alta que en el resto, su tendencia es en alza o muy estable y a veces se dan daños en la agricultura. Se ofrecían tres opciones de respuesta, solicitando que se escogiese sólo una de ellas. Las tres opciones eran: (a) ninguna, (b) pocas y de superficie reducida y (c) bastantes o que ocupan una gran área.

## **Análisis de los datos**

### *Abundancia de conejos*

A partir de los datos de letrinas por km obtenidos en los muestreos de campo se generó una superficie de abundancia de conejos para toda la España peninsular. Cada transecto fue localizado con las coordenadas UTM de su punto central (ejes X e Y) y con el número total de letrinas observadas en él como altura de la superficie (eje Z). Esta superficie fue suavizada por interpolación teniendo en cuenta la autocorrelación espacial de la abundancia usando la técnica geoestadística denominada kriging (Cressie 1991) con un modelo de semivariograma lineal. La elección del modelo del semivariograma se realizó con el software GS+versión 5.3, mientras que la interpolación y su representación se llevó a cabo con el software Surfer versión 7.0. Los resultados se representan en la Figura 1 La superficie resultante fue empleada para calcular una media provincial de letrinas por km. Para esta tarea se empleó ArcView versión 3.2.





**Figura 1** Abundancia de conejo de monte en la España peninsular en 1993, en letrinas por kilómetro. Las isolíneas representan intervalos con una amplitud de 10 unidades, con un mínimo de 0 y un máximo de 200 letrinas por kilómetro

### *Relación entre capturas y abundancia*

Con el fin de determinar qué variables de entre las disponibles se hallaban relacionadas con el número de conejos cazados por provincia se llevó a cabo un GLM en el que se empleó como variable de respuesta el número de conejos cazados por provincia en 1993 y como variables predictoras la abundancia provincial de conejos en 1993, el número de licencias de caza y duración de la temporada por provincia en ese mismo año y la superficie provincial. Se empleó una distribución de errores de Poisson y un link tipo logit, que resultan los más adecuados para las

variables que toman la forma de conteos, como es el caso del número de conejos cazados (Crawley 2002). El análisis mediante GLMs se describe con detalle en el capítulo 3. Se analizó también, mediante correlación no paramétrica, la relación entre la abundancia provincial en 1993 y las capturas por provincia y capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) ese mismo año. Las CPUE se calcularon dividiendo el número de conejos cazados por provincia por el producto de el número de licencias y la duración días de la temporada de conejo en esa misma provincia, obteniendo así el número de conejos cazados por cazador y día en esa provincia y para ese año.

### *Tendencia general de las capturas y el esfuerzo*

Se evaluó la tendencia de 1978 a 2001 en cuatro variables: capturas totales de conejo, número de licencias de caza, duración media de la temporada de caza de conejo y CPUE. La evaluación se realizó a nivel de la España peninsular, empleando las sumas de todas las provincias para cada año. El análisis se llevó a cabo mediante regresiones (una para cada variable), empleando como variable de respuesta cada una de las cuatro variables y el año como variable predictora. Con el fin de identificar la existencia de diferentes periodos dentro del intervalo de años considerado, se llevaron a cabo regresiones de línea dividida (split-line regresion, Perry 1982). Esta técnica ajusta diferentes funciones para rangos diferentes de la variable predictora. Para ello es preciso decidir en cuantos segmentos se dividirá la línea, y dónde situar los puntos de cambio en el eje x. Un mayor número de segmentos supondrá siempre un mejor ajuste del modelo, pero por otra parte supone estimar un mayor número de parámetros, reduciendo los grados de libertad. El número adecuado se decide analizando los cambios en la desviación del modelo al variar la cantidad de segmentos. Por otra parte, los puntos de cambio (esto es, los años que delimitan cada segmento) se sitúan de forma que la suma de cuadrados residual del modelo sea mínima.

### *Tendencias provinciales*

Para cada uno de los periodos identificados en el apartado anterior se estimó la tasa de variación de las CPUE en cada provincia. Para ello, la variación anual se ajustó a un modelo de crecimiento exponencial en la forma  $y = a \cdot e^{r \cdot t}$ , donde  $y$  son las CPUE,  $a$  es el valor inicial de las CPUE,  $e$  es la constante 2.7183,  $r$  la tasa de crecimiento exponencial y  $t$  el año (Caughley y Sinclair 1994). Mediante una transformación logarítmica la ecuación anterior se transforma en la de una línea recta, de forma que el valor de  $r$  puede estimarse por regresión. A partir de  $r$  se calculó el valor de  $\lambda$ , la tasa de crecimiento anual, que se transformó en porcentaje

mediante  $(\lambda - 1) \cdot 100$ . A esta tasa de variación anual se le asignó una significación estadística en función de los resultados de la regresión anterior. La distribución de frecuencias de las tasas de variación en cada periodo se comparó por medio de un test de Kolmogorov – Smirnov. Puesto que se realizaron múltiples comparaciones se empleó una corrección secuencial de Bonferroni para un  $\alpha$  general de 0.05 (Sokal 1995).

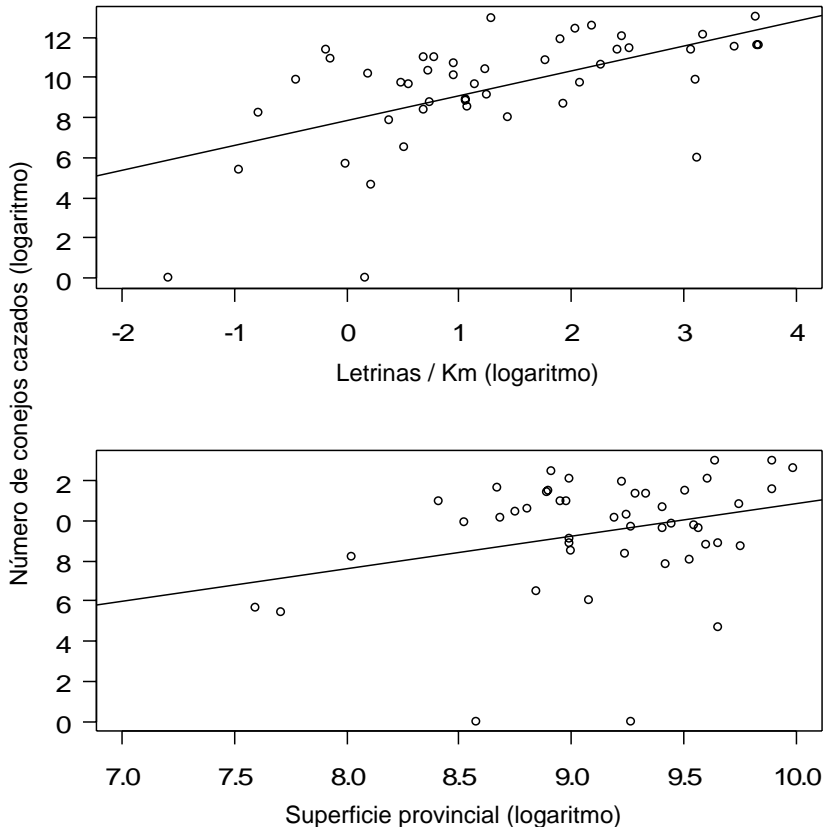
## RESULTADOS

### Relación entre capturas y abundancia

Un GLM con distribución de errores de Poisson y link tipo logit indica que el número de conejos cazados por provincia está asociado con la abundancia de conejos en esa provincia ( $F_{1,41} = 8.481$ ,  $p = 0.006$ ) y la superficie provincial ( $F_{1,41} = 15.544$ ,  $p < 0.001$ ), existiendo además un efecto significativo de la interacción entre la duración de la temporada y el número de licencias ( $F_{1,41} = 20.289$ ,  $p < 0.001$ ). El número de conejos cazados aumenta con la abundancia de conejos y la superficie provincial (Figura 2). La interacción entre duración de temporada y número de licencias se manifiesta en una relación positiva entre capturas y licencias mucho más acusada en las provincias con una duración de la temporada más larga (Figura 3). Tanto las CPUE como las capturas totales muestran una asociación positiva estadísticamente significativa con la abundancia de conejo ( $\rho$  de Spearman: 0.487,  $N = 47$ ,  $p < 0.001$  y 0.591,  $N = 47$ ,  $p < 0.001$ , respectivamente).

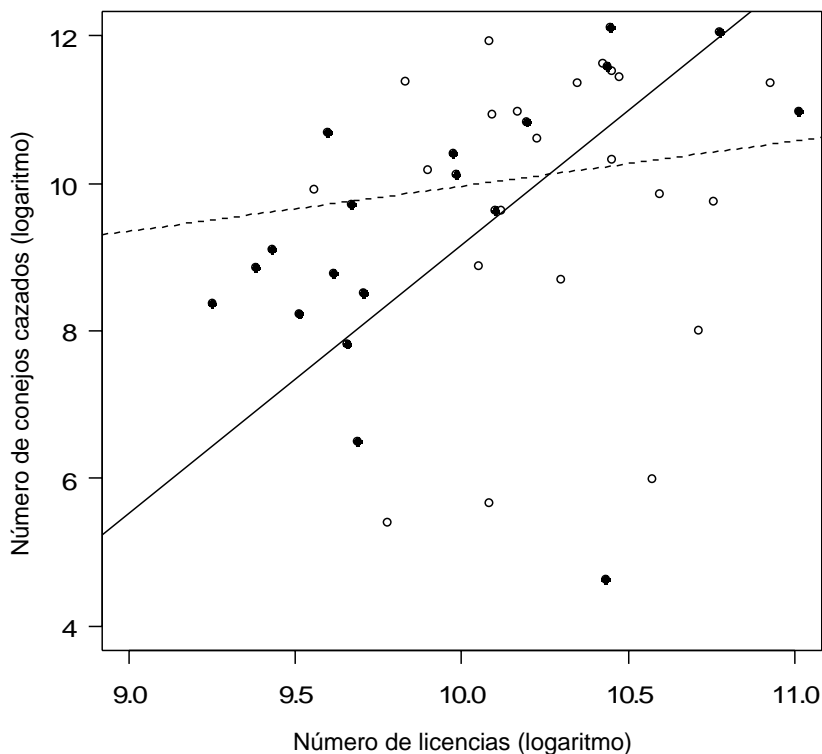
### Tendencia general de las capturas y el esfuerzo

La evolución de las variables consideradas se representa en las Figuras 4 a 7. En la Tabla 1 se muestran los resultados de las regresiones de línea dividida, que permiten definir distintos periodos dentro de los años considerados. En esa tabla se muestran también las variaciones en cada una de esas variables en los periodos definidos. En las capturas totales es posible apreciar tres periodos distintos: 1978 – 1987, con una tendencia positiva; 1988 – 1993, en que se produce un marcado descenso; y 1994 – 2001, en el que las capturas se mantienen más o menos estables. Con respecto a la evolución de las licencias de caza, los resultados indican la



**Figura 2** Efecto de la abundancia de conejos (arriba) y de la superficie provincial (abajo) sobre el número de conejos cazados. Se representan los datos provinciales del año 1993.

existencia de dos periodos: 1978 – 1990, en el que su número se incrementa; y 1991 – 2001, en el que disminuyen volviendo a niveles similares a los de 1978. La evolución de la duración media de la temporada de caza de conejo presenta tres periodos: 1978 – 1987, caracterizado por la estabilidad; 1988 – 1995, en el que se produce un descenso significativo; y 1996 – 2001, de nuevo sin una tendencia estadísticamente significativa. En cuanto a las CPUE, cuya evolución tiene en cuenta la de las tres variables anteriores, se definen también tres periodos: 1978 – 1987, en el que se producen oscilaciones importantes, pero que no permiten definir

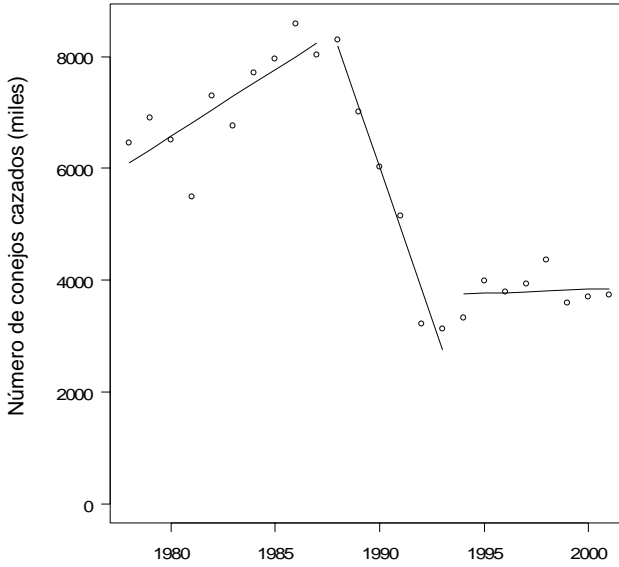


**Figura 3** Efecto de la interacción entre duración de la temporada y número de licencias sobre el número de conejos cazados. Se representan los datos provinciales del año 1993. Los círculos blancos y la línea discontinua representan las provincias con una duración de la temporada inferior a la media nacional. Los círculos negros y la línea continua representan las provincias con una duración de la temporada igual o superior a la media nacional.

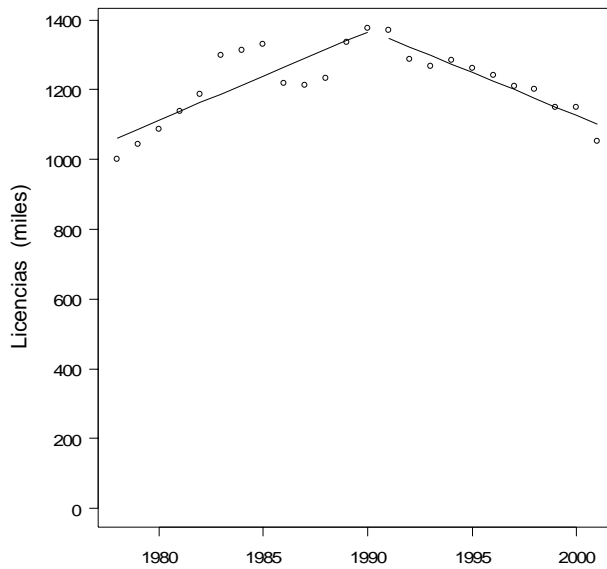
desde el punto de vista estadístico una tendencia temporal; 1988 – 1992, en que se registra un marcado descenso; y 1993 – 2001, en el que se registra una variación

### Tendencias provinciales

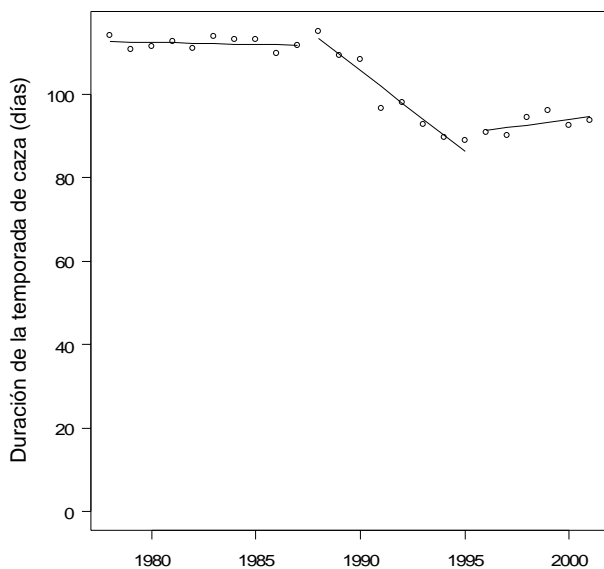
La distribución de frecuencias de las tasas de variación anual de las CPUE provinciales es diferente en cada uno de los tres periodos (Figura 8 y Tabla 2). El primer periodo, de 1978 a 1987, presenta una distribución concentrada y simétrica en torno a la media. El 59.1 % de las provincias registra un cambio negativo en ese



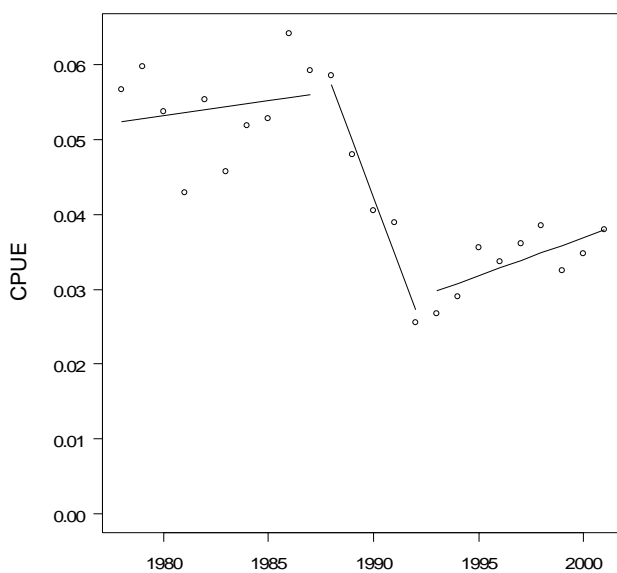
**Figura 4** Evolución del número de conejos cazados. Las líneas representan las tendencias para los periodos 1978-1987, 1988-1993 y 1994-2001.



**Figura 5** Evolución del número de licencias de caza. Las líneas representan las tendencias para los periodos 1978-1990 y 1991-2001.



**Figura 6** Evolución de la duración media de la temporada de caza de conejo. Las líneas representan las tendencias para 1978-1987, 1988-1995 y 1996-2001.



**Figura 7** Evolución del número de conejos cazados por unidad de esfuerzo. Las líneas representan las tendencias para 1978-1987, 1988-1992 y 1993-2001.

**Tabla 1** Evolución de las capturas de conejo, el número de licencias de caza, la duración media de la temporada de caza de conejo y las capturas de conejo por unidad de esfuerzo (CPUE) a lo largo del periodo de estudio.

<sup>a</sup> Años de inicio y fin del periodo considerado; <sup>b</sup> Número de años que incluye el periodo; <sup>c</sup> Valor de la variable al inicio del periodo; <sup>d</sup> Valor de la variable al final del periodo; <sup>e</sup> Diferencia (en porcentaje) entre el valor de la variable al inicio del periodo anterior y al final del presente periodo. Para el periodo I, diferencia entre el inicio y final del periodo; <sup>f</sup> Calculada como  $(\lambda - 1) * 100$  (Ver métodos). Si la recta ajustada para ese periodo no presenta significación estadística, se considera la tasa de variación igual a 0; <sup>g</sup> Ajuste de la recta de regresión del logaritmo de la variable sobre los años para ese periodo; <sup>h</sup> Con respecto al modelo de una única línea para el periodo 1978 – 2001 (Ver métodos).

CAPTURAS							
	Intervalo <sup>a</sup>	Años <sup>b</sup>	Capturas iniciales <sup>c</sup>	Capturas finales <sup>d</sup>	Variación total <sup>e</sup>	Tasa de variación anual <sup>f</sup>	Ajuste de la recta <sup>g</sup>
Periodo I	1978 – 1987	10	6,461,243	8,023,915	24.19%	3.34%	$F_{1,8} = 10.430$ ; $p = 0.012$
Periodo II	1988 – 1993	6	8,302,968	3,138,189	-60.89%	-18.97%	$F_{1,4} = 74.610$ ; $p < 0.001$
Periodo III	1994 – 2001	8	3,331,830	3,732,344	18.93%	0.00%	$F_{1,6} = 0.108$ ; $p = 0.754$
Ajuste del modelo de tres líneas <sup>h</sup>			$F_{4,18} = 30.147$ ; $p < 0.001$				
R <sup>2</sup> del modelo de una línea			0.577				
R <sup>2</sup> del modelo de tres líneas			0.850				

LICENCIAS							
	Intervalo <sup>a</sup>	Años <sup>b</sup>	Licencias iniciales <sup>c</sup>	Licencias finales <sup>d</sup>	Variación total <sup>e</sup>	Tasa de variación anual <sup>f</sup>	Ajuste de la recta <sup>g</sup>
Periodo I	1978 – 1990	13	1,000,684	1,376,700	37.58%	2.17%	$F_{1,11} = 25.500$ ; $p < 0.001$
Periodo II	1991 – 1993	11	1,369,500	1,051,483	-23.62%	-2.01%	$F_{1,9} = 73.470$ ; $p < 0.001$
Ajuste del modelo de dos líneas <sup>h</sup>			$F_{2,20} = 29.824$ ; $p < 0.001$				
R <sup>2</sup> del modelo de una línea			0.032				
R <sup>2</sup> del modelo de dos líneas			0.756				



DURACIÓN DE LA TEMPORADA DE CAZA							
	Intervalo <sup>a</sup>	Años <sup>b</sup>	Duración inicial <sup>c</sup>	Duración final <sup>d</sup>	Variación total <sup>e</sup>	Tasa de variación anual <sup>f</sup>	Ajuste de la recta <sup>g</sup>
Periodo I	1978 – 1987	10	114.05	111.71	-2.06%	0.00%	$F_{1,8} = 0.309$ ; $p = 0.594$
Periodo II	1988 – 1995	8	115.11	88.87	-20.44%	-3.80%	$F_{1,6} = 96.270$ ; $p < 0.001$
Periodo III	1996 – 2001	6	90.78	93.62	5.35%	0.00%	$F_{1,4} = 1.825$ ; $p = 0.248$
Ajuste del modelo de tres líneas <sup>h</sup>			$F_{4,18} = 29.081$ ; $p < 0.001$				
R <sup>2</sup> del modelo de una línea			0.746				
R <sup>2</sup> del modelo de tres líneas			0.896				

CPUE							
	Intervalo <sup>a</sup>	Años <sup>b</sup>	CPUE iniciales <sup>c</sup>	CPUE finales <sup>d</sup>	Variación total <sup>e</sup>	Tasa de variación anual <sup>f</sup>	Ajuste de la recta <sup>g</sup>
Periodo I	1978 - 1987	10	0.057	0.059	4.54%	0.00%	$F_{1,8} = 0.269$ ; $p = 0.618$
Periodo II	1988 - 1992	5	0.059	0.025	-56.95%	-17.08%	$F_{1,3} = 35.190$ ; $p = 0.010$
Periodo III	1993 - 2001	9	0.027	0.038	48.80%	3.22%	$F_{1,7} = 7.258$ ; $p = 0.031$
Ajuste del modelo de tres líneas <sup>h</sup>			$F_{4,18} = 12.257$ $p < 0.001$				
R <sup>2</sup> del modelo de una línea			0.520				
R <sup>2</sup> del modelo de tres líneas			0.655				

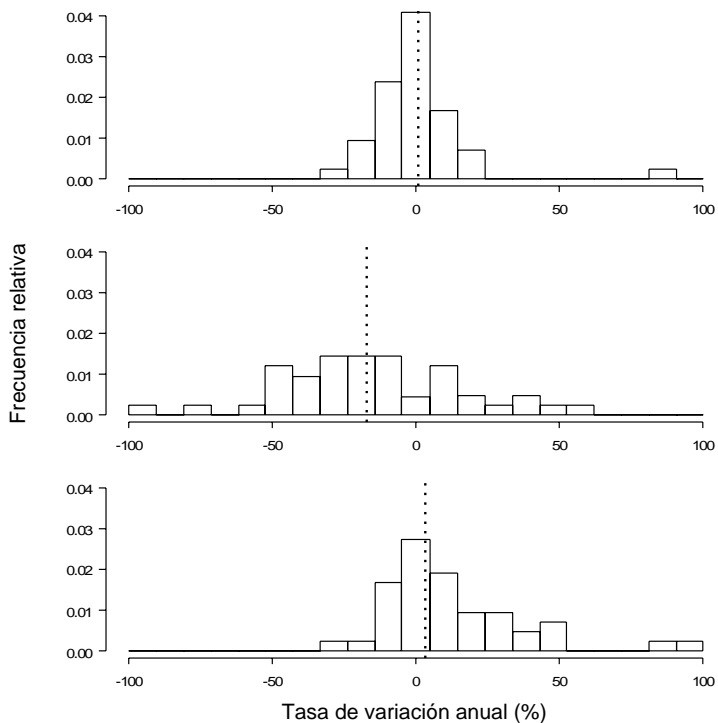
periodo (27.3 % si sólo consideramos las estadísticamente significativas) frente al 40.9 % con una tasa negativa (20.5 % con significación estadística). En el siguiente intervalo de años, de 1988 a 1992, se observa una dispersión mucho mayor, con un predominio claro de los valores negativos. Un 70.5 % de las provincias registra una tendencia negativa (25.0 % significativas) frente a un 29.5 % con tendencia positiva (2.3% significativas). Finalmente, para el último periodo, de 1993 a 1998, la distribución es de nuevo bastante concentrada, aunque no tanto como en el primer periodo, y presenta un sesgo hacia los valores positivos. En el 68.2 % de las provincias las CPUE tienden a aumentar (38.6 % significativas) y en el 31.8 % a disminuir (15.9 % significativas).

La distribución geográfica de las tasas de variación de las CPUE para cada periodo se representa en la Figura 9. Se comprueba que las variaciones provinciales de periodos consecutivos se hallan inversamente relacionadas. Los mayores descensos en el periodo 1988 – 1992 se registraron en aquellas provincias en que más aumentaron las CPUE en el periodo precedente ( $\rho$  de Spearman: -0.33,  $N = 44$ ,  $p = 0.028$ ). Por otra parte, las provincias en que más aumentaron las CPUE de 1993 a 2001 fueron aquellas que experimentaron un mayor descenso de 1988 a 1992 ( $\rho$  de Spearman: -0.62,  $N = 44$ ,  $p < 0.001$ ). No se observa asociación entre la abundancia de conejos en 1993 y la tendencia en el periodo 1993 – 2001 ( $\rho$  de Spearman: 0.04,  $N = 44$ ,  $p = 0.812$ ).

### **Zonas de alta abundancia**

De acuerdo con las respuestas a la encuesta, de las 47 provincias de la España peninsular, en el 12.8 % no existe ninguna zona de alta abundancia de conejo, en el 55.3 % de ellas hay pocas y de superficie reducida, y en el 31.9 % existen muchas o son muy extensas (Figura 10). El promedio provincial de letrinas por km difiere significativamente entre las tres categorías de respuesta, según los resultados del test de Kruskal – Wallis ( $H = 12.668$ , 2 g.l.,  $p = 0.02$ ). Las provincias con una mayor abundancia de conejo en 1993 presentan en general con más frecuencia zonas de alta abundancia de conejo (Figura 11A).

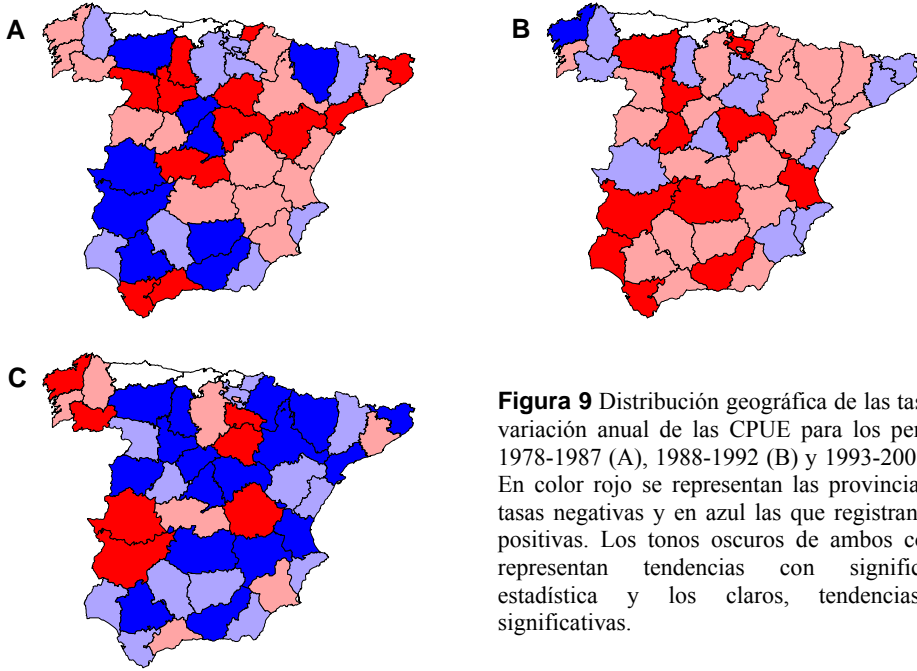
Las tasas de variación en las CPUE en el periodo 1993 – 2001 difieren según la cantidad de zonas de alta abundancia (Test de Kruskal – Wallis,  $H = 6.468$ , 2 g.l.,  $p = 0.039$ ). Las tasas de crecimiento son menores en aquellas provincias donde las zonas de alta abundancia no existen (Figura 11B).



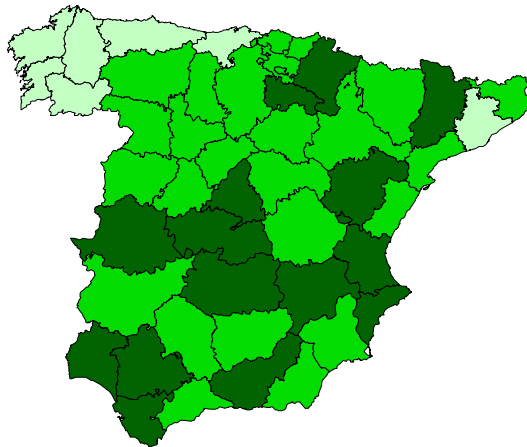
**Figura 8** Distribución de frecuencias de las tasas de variación anual de las CPUE provinciales para los periodos 1978-1987 (arriba), 1988-1992 (medio) y 1993-2001 (abajo). La línea vertical punteada indica la tasa de variación para el conjunto de la España peninsular en cada periodo.

**Tabla 2** Resultados de la comparación mediante el test de Kolmogorov Smirnov de la distribución de frecuencias de las tasas de variación anual de las CPUE en los diferentes periodos. Periodo I: 1978 – 1987, Periodo II: 1988 – 1992, Periodo III: 1993 – 2001. \* = significativo para un  $\alpha$  global de 0.05.

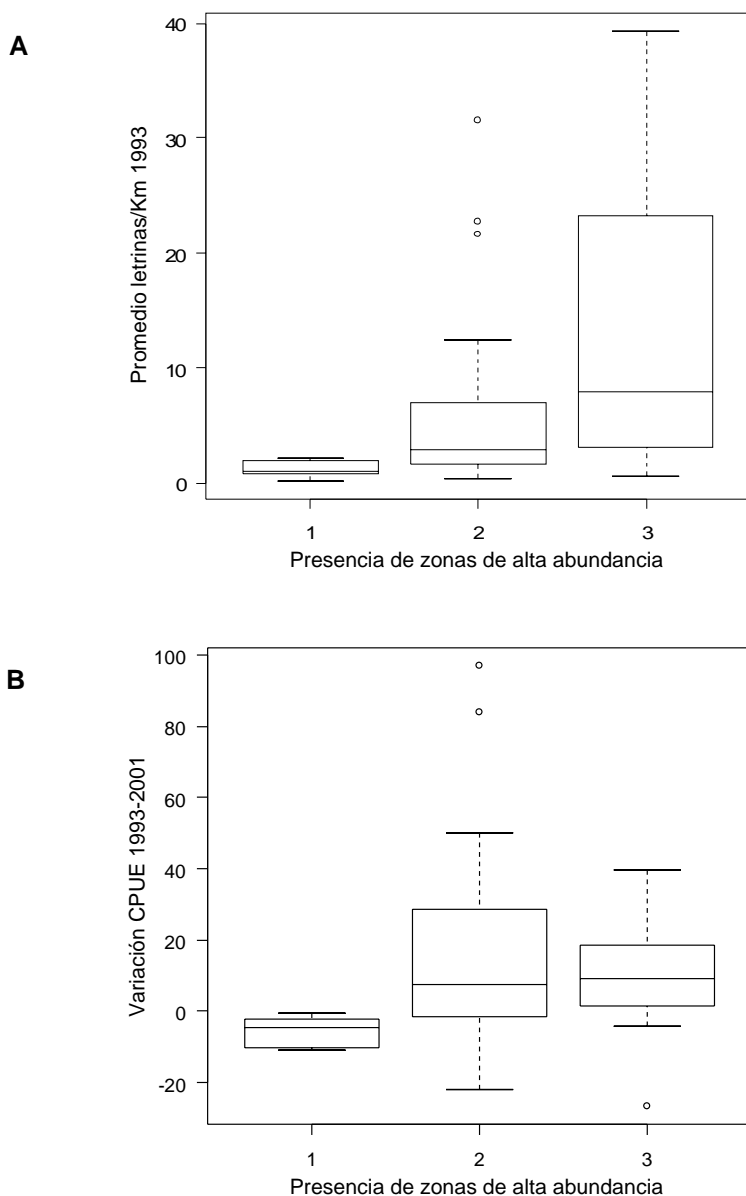
Comparación	Test de KS		Corrección de Bonferroni	
	D	p	$\alpha$ asociado	Significación
Periodo II vs. Periodo III	0.5227	<0.001	0.017	*
Periodo I vs. Periodo II	0.4773	<0.001	0.025	*
Periodo I vs. Periodo III	0.3409	0.012	0.05	*



**Figura 9** Distribución geográfica de las tasas de variación anual de las CPUE para los periodos 1978-1987 (A), 1988-1992 (B) y 1993-2001 (C). En color rojo se representan las provincias con tasas negativas y en azul las que registran tasas positivas. Los tonos oscuros de ambos colores representan tendencias con significación estadística y los claros, tendencias no significativas.



**Figura 10** Existencia de zonas de alta abundancia por provincia. En verde más claro, no existen; en tono intermedio, hay pocas y de superficie reducida; en verde más oscuro, existen muchas o son muy extensas.



**Figura 11** Diagramas de caja de la abundancia de conejo (A) y de la tasa de crecimiento de las CPUE en el periodo 1993 – 2001 (B) para cada categoría de presencia de zonas de alta abundancia (1 = Ausencia; 2 = Pocas o reducidas; 3 = Muchas y/o extensas). Los límites de la caja son el 1º y 3º cuartil y la línea en su interior la mediana. Las líneas discontinuas se extienden hasta 1.5 veces el intervalo intercuartílico y los puntos se corresponden con valores más allá de esa distancia.

## DISCUSIÓN

Los resultados de la actividad cinegética son empleados con frecuencia para estimar la tendencia de las poblaciones de especies objeto de caza (Strandgaard y Asferg 1980, Tapper 1992, Milner-Gulland y Beddington 1993, Strickland et al 1994, Milner-Gulland y Mace 1998). Generalmente se asume que las capturas que se obtienen de una población sujeta a explotación son directamente proporcionales al tamaño de ésta, al esfuerzo empleado en la extracción y a una constante, la capturabilidad, que mide la facilidad de captura por individuo y unidad de esfuerzo ( $H = q \cdot E \cdot N$ , Caughley y Sinclair 1994). Los resultados del presente capítulo muestran, en este sentido, que las capturas de conejo por provincia se hallan relacionadas con la abundancia de conejo y los dos componentes del esfuerzo cinegético de los que se dispone de datos (número de licencias y duración de la temporada). Se registra también un efecto de la superficie provincial, lo cual probablemente se relacione con el empleo de un índice relativo de abundancia en lugar del tamaño poblacional absoluto. En provincias con una abundancia relativa similar pero superficie distinta, el número total de conejos será mayor en la de mayor superficie.

En base a estos resultados, las CPUE se han considerado un indicador fiable para conocer la evolución histórica de las poblaciones de conejo. Se trata de un índice sencillo y fácilmente interpretable, ampliamente utilizado como medida del tamaño poblacional (Milner Gulland y Mace 1998). Debido a que este índice incorpora información sobre el número de cazadores y jornadas de caza, resulta adecuado para estudiar la evolución de las poblaciones de conejo a nivel estatal y provincial, teniendo en cuenta las variaciones que a lo largo del tiempo ha experimentado el esfuerzo cinegético. No se ha considerado necesario incluir en el índice a la superficie provincial, puesto que las tendencias se han estudiado a nivel estatal o dentro de cada provincia, no habiéndose realizado en ningún caso comparaciones interprovinciales. Por otra parte, el empleo de las CPUE como indicador del tamaño poblacional requiere que la capturabilidad se mantenga constante a lo largo del periodo de estudio (Maunder y Punt 2004). Se trata en este caso de una asunción razonable, puesto que los métodos empleados por los cazadores para la captura de conejos (la caza en mano o al salto, con escopeta y perros) no han experimentado cambios de consideración.

La validación de las CPUE como índice de abundancia se ha llevado a cabo mediante una comparación entre provincias, aunque a continuación el objeto de estudio ha sido la evolución temporal de la abundancia dentro de las provincias o a nivel global. Los resultados indican la existencia de una asociación significativa. Dos consideraciones metodológicas hacen suponer que la fiabilidad de las CPUE para el estudio de las tendencias temporales podría ser aun superior que la estimada mediante esta forma de validación. Como indicador del número de cazadores de conejo se ha empleado el total de licencias de caza. Éstas incluyen a cazadores que cazan todo tipo de especies, tanto de caza mayor como de menor. Además, la relación licencias – cazadores de conejo varía considerablemente de unas provincias a otras, debido a las diferentes preferencias de los cazadores (Capítulo 2). Ello resta tanto precisión como exactitud en una comparación entre provincias a la medida de esfuerzo empleada. Esta es probablemente la causa de que la asociación CPUE – abundancia sea algo menor que la asociación capturas totales – abundancia. Sin embargo, las preferencias de los cazadores se hallan profundamente determinadas por la tradición, y así como su variación entre provincias es elevada, a lo largo del tiempo ésta es mucho menor. Por tanto, dentro de la misma provincia y a lo largo del tiempo, el número de licencias es un indicador, si no muy exacto, sí que bastante preciso del número de cazadores de conejo. Consecuencias similares puede tener la metodología empleada para la obtención de las capturas totales por provincias. Según la información proporcionada por el Servicio de Estadística del Ministerio de Agricultura y los departamentos competentes de las Comunidades Autónomas que le facilitan la información, se trata generalmente de una estima realizada por los técnicos provinciales con base en distintas fuentes (encuestas a los cotos, datos de planes de ordenación y aprovechamiento, informaciones verbales). Es esperable en este sentido que existan diferencias entre Comunidades Autónomas e incluso entre provincias. Por ello, también en este caso, aunque la exactitud sea baja tanto en las comparaciones inter como intra provinciales, la precisión en cuanto a la evolución dentro de una misma provincia sea mucho mayor. Por tanto, la precisión de las CPUE como indicador de la evolución temporal de la abundancia de conejo sea probablemente mayor de lo sugerido por la mera correlación de abundancia y CPUE en 1993.

En cuanto a las tendencias generales de las capturas, los tres periodos identificados presentan características notablemente distintas. En los 10 años anteriores a la llegada de la EHV las capturas totales de conejo experimentaron un aumento importante. Sin embargo, el incremento considerable registrado en ese mismo periodo en el número de cazadores da lugar a que las CPUE no muestren una

tendencia definida, observándose importantes oscilaciones entre años. En el resto de Europa en ese mismo periodo tampoco se puede hablar de tendencias globales claramente definidas. Así, en Francia en esos años se observaba un descenso, después de un aumento considerable desde inicios de los 70 (Rogers et al 1994). En el Reino Unido entre 1980 y 1986 se registró un aumento de la abundancia del 4.8 %, que sin embargo no presenta significación estadística (Trout et al 2000). Esta última cifra es muy similar al aumento del 4.5 % en las CPUE en España de 1978 a 1987, también sin significación estadística.

La llegada de la EHV en 1988 da lugar a una situación completamente diferente. Las capturas totales descienden bruscamente en los 5 años siguientes. El ascenso en el número de cazadores que se venía registrando se mantiene hasta 1991, disminuyendo desde entonces. En respuesta a la EHV, la duración media de la temporada también disminuye. El resultado es una marcada caída en las CPUE. El descenso experimentado en 5 años, del 57 %, satisface los criterios de la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza para la inclusión del conejo en 1993 en la categoría de amenazada, la segunda en gravedad de esta clasificación (IUCN 2001). Este descenso se aproxima bastante al estimado por Blanco y Villafuerte (1993) en 1993. Estos autores lo sitúan en un 47.2 % a partir de los muestreos de campo y los resultados de entrevistas con cazadores. Parece por tanto, en principio, que el impacto de la EHV fue menor que el causado por la mixomatosis. Empleando datos comparables (capturas por km<sup>2</sup>) Tapper (1992) registra un descenso en el Reino Unido superior al 90 % en el primer año tras la aparición de la mixomatosis. Estos datos son compatibles con las diferencias observadas entre las mortalidades iniciales de las dos enfermedades. Si bien en el caso de la EHV las tasas de mortalidad fueron en un principio muy variables (Cooke 2002), numerosas informaciones (Peiró y Seva 1991, Villafuerte et al 1995, Fuller et al 1993, Parkes et al 1998) apuntan a magnitudes inferiores a las de los primeros años de la mixomatosis (Armour y Thompson 1955, Thompson y Werden 1956, Lloyd 1970). Este resultado es también coherente con las observaciones de Queney et al (2000), que no observan indicios de pérdida de variabilidad genética en las poblaciones de conejo a causa de la EHV.

A partir de 1993 se observan signos de un cambio en la tendencia. Las capturas muestran una tendencia aparentemente positiva, pero que no se confirma estadísticamente. Sin embargo, el descenso continuado en el número de cazadores y el mantenimiento de la duración de la temporada en niveles bajos dan lugar a que las CPUE muestren una tendencia claramente positiva. El que este aumento en las CPUE se corresponda con un incremento equivalente en la abundancia de conejo



debe considerarse con prudencia. El aumento en las CPUE se debe en parte a un moderado incremento de las capturas, pero sobre todo a una disminución en el número de cazadores totales. Hay que tener en cuenta que los datos de esfuerzo empleados para computar las CPUE se corresponden con jornadas de caza potenciales, y no efectivas, y una reducción en las primeras no implica necesariamente una reducción de las segundas (Strickland et al 1996). Sin embargo, una tendencia positiva en la abundancia resultaría coherente con los resultados de varios estudios sobre el efecto de la EHV sobre las poblaciones de conejo. Trout et al (1997) y Marchandeu et al (1998b) encontraron pronto en el campo altos niveles de inmunidad frente a este virus. Marchandeu y Boucrat-Baralon (1999) y White et al (2001) han informado de la existencia en el campo de una forma apatógena del virus que protegería frente a la EHV. Coincidiría también con los indicios tempranos de recuperación encontrados por Blanco y Villafuerte (1993), incluso antes de 1993 o con la tendencia positiva registrada a nivel local por Calvete et al (2002). Otros estudios de carácter local fuera de España no encuentran sin embargo signos de recuperación tras la EHV (Saunders et al 1998, Marchandeu et al 2000). De ser cierto este aumento de la abundancia, se estaría produciendo antes que en el caso de la mixomatosis. Recurriendo de nuevo a los datos de capturas en Tapper (1992), tuvieron que pasar entonces más de 10 años para percibir señales de incremento.

Otro resultado destacable son las diferencias en la distribución espacial de las tendencias en los distintos periodos. En el periodo previo a la aparición de la EHV se observa en general una cierta homogeneidad espacial, registrando casi todas las provincias tendencias próximas a la estabilidad. En los dos periodos siguientes, las diferencias entre provincias son más marcadas. Tras la aparición de la EHV, en la mayor parte de las provincias se observa una tendencia negativa. Sin embargo, entre las provincias que registran un descenso se observa una dispersión importante en cuanto a su intensidad. Ello parece indicar que la incidencia de esta enfermedad y sus tasas de mortalidad variaron de unas zonas a otras, hecho comprobado en otros países (Cooke 2002). Por otra parte, la existencia de algunas tendencias próximas a 0 (o positivas aunque no significativas) en este periodo podría explicarse por las diferentes fechas en que llegó la enfermedad a las distintas provincias, y por la temprana recuperación que se observó en algunas de ellas (Blanco y Villafuerte 1993).

En el periodo posterior a 1993 la heterogeneidad espacial es muy marcada. Coexisten tendencias significativas de signo negativo y positivo, y la cola derecha de su distribución es más larga que la izquierda. Estas diferencias entre distintas

zonas en las tendencias tras la EHV ya habían sido observadas previamente (Blanco y Villafuerte 1993, Fa et al 1999). Existen diferentes posibles explicaciones a esta heterogeneidad geográfica en las tendencias. Así por ejemplo, los autores que sugieren la existencia de formas no patógenas del virus de la EHV indican que su efecto protector variaría de unas poblaciones a otras (White et al 2001). Otro conjunto de posibles interpretaciones apuntan a una relación positiva entre la abundancia de conejo en una zona y la tendencia que experimentarían. La densidad de conejos parece modular el efecto que sobre sus poblaciones tiene la depredación (Trout y Tittensor 1989, Newsome 1989, Banks 2000) y la EHV (Calvete et al 2002), haciendo así a las poblaciones más densas menos vulnerables a la EHV. El hecho de que no se observe asociación entre la abundancia en 1993 y la tendencia experimentada por las CPUE a partir de ese año se hallaría en contradicción con este segundo grupo de explicaciones. Los resultados de este capítulo apuntan más bien a que las diferencias entre provincias se deban a respuestas dependientes de la densidad, en vista de la asociación negativa entre las tendencias de periodos consecutivos. La existencia de mecanismos densodependientes se ha comprobado en poblaciones de conejo, especialmente a muy bajas densidades (Trout y Smith 1998, Rodel et al 2004), como son de esperar tras la irrupción de la EHV.

La presencia de zonas de alta abundancia de conejo en mayor o menor número y extensión en la mayoría de las provincias confirma la heterogeneidad espacial de la recuperación e indica que esta heterogeneidad se observa también dentro de las provincias y que por tanto su escala geográfica es menor que la superficie de éstas. Las zonas de alta abundancia están ausentes de las provincias con una menor recuperación en el periodo 1993 – 2001, y son más frecuentes en general en las provincias que en 1993 presentaban una mayor abundancia. Este último resultado se halla aparentemente en contradicción con la falta de asociación entre abundancia en 1993 y la recuperación en el periodo posterior. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la recuperación a nivel de toda la provincia y la aparición de zonas de alta abundancia dentro de ésta se producen a escalas geográficas diferentes. De esta forma, podría producirse la aparición de zonas puntuales con poblaciones de conejo elevadas en una provincia sin que la abundancia a nivel global en ésta se incremente. La mayor prevalencia de zonas de alta abundancia en las provincias con una abundancia media mayor en 1993 podría estar reflejando un efecto de las condiciones ecológicas.

Como conclusión, podemos decir que los resultados de este capítulo atraen la cuestión fundamentalmente sobre dos aspectos. En primer lugar, sobre las importantes variaciones que han experimentado las poblaciones de conejo de monte

españolas en los últimos 24 años. Entre estos cambios destaca, por su magnitud y por la evidencia que lo respalda, un importante descenso. Pese a que existen indicios de una cierta recuperación, todo indica que las poblaciones se mantienen muy por debajo de los niveles previos a la EHV. La segunda cuestión es la falta de un sistema que permita conocer con fiabilidad el estado y la tendencia de las poblaciones de una especie que ocupa un lugar fundamental en la actividad cinegética y en la conservación de los ecosistemas ibéricos. Como se ha comprobado, las estadísticas de capturas recopiladas por el Ministerio de Agricultura presentan limitaciones a este respecto. Sería por tanto conveniente disponer de un sistema de monitorización eficaz a escala de todo el país con un seguimiento que se repitiese a intervalos periódicos. La circunstancia de que el conejo sea una especie cinegética ampliamente cazada podría ser aprovechada en este sentido. Para ello debería desarrollarse un método más eficaz que el simple registro de capturas, incluyendo en él el esfuerzo de caza medido de manera rigurosa, y testando su validez frente a medidas fiables de la abundancia de conejo.

## REFERENCIAS

- Argüello, J.L., Llanos Pellitero, A. y Pérez-Ordoyo García, L.I. (1988) Enfermedad vírica hemorrágica del conejo en España. *Medicina Veterinaria* 5, 645-650.
- Armour, C.J. y Thompson, H.V. (1955) Spread of myxomatosis in the first outbreak in Great Britain. *Annals of Applied Biology* 43, 511-518.
- Arthur, C.P. (1980) Démographie du lapin de garenne *Oryctolagus cuniculus* (L.) 1758 en région parisienne. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* Numero special scientifique et technique, Dec. 1980, pp. 127-162.
- Banks, P.B. (2000) Can foxes regulate rabbit populations? *Journal of Wildlife Management* 64, 401-406.
- Beltrán, J.F. (1991) Temporal abundance pattern of the wild rabbit in Doñana, SW Spain. *Mammalia* 55, 591-599.
- Best, S.M. y Kerr, P.J. (2002) Coevolution of host and virus: The pathogenesis of virulent and attenuated strains of myxoma virus in resistant and susceptible European rabbits. *Virology* 267, 36-48.
- Blanco, J.C. y Villafuerte, R. (1993) Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica. ICONA.
- Boag, B. (1987) Reduction in numbers of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) due to changes in agricultural practices and land use. *Crop Protection* 6, 347-351.
- Bomford, M. (1998) Lessons from rabbit calicivirus disease. Proceedings of the 11th Australian Vertebrate Pest Conference, pp.117-121. Bunbury, Western Australia.

- Bowen,Z. y Read,J. (1998) Population and demographic patterns of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) at Roxby Downs in arid South Australia and the influence of rabbit haemorrhagic disease. *Wildlife Research* 25, 655-662.
- Calvete,C., Estrada,R., Villafuerte,R., Osacar,J.J. y Lucientes,J. (2002) Epidemiology of viral haemorrhagic disease and myxomatosis in a free-living population of wild rabbits. *Veterinary Record*,150 776-782.
- Caughley,G. y Sinclair,A.R.E. (1994) *Wildlife Ecology and Management*. Blackwell Scientific Publications, Cambridge.
- Chasey,D., Trout,R.C. y Edwards,S. (1997) Susceptibility of wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in the United Kingdom to rabbit haemorrhagic disease (RHD). *Veterinary Research* 28, 271-276.
- Cooke,B.D., Robinson,A.J., Merchant,J.C., Nardin,A. y Capucci,L. (2000) Use of ELISAs in field studies of rabbit haemorrhagic disease (RHD) in Australia. *Epidemiology and Infection* 124, 563-576.
- Cooke,B.D. (2002) Rabbit haemorrhagic disease: field epidemiology and the management of wild rabbit populations. *Revue Scientifique et Technique. Office International des Épizooties* 21, 347-358.
- Crawley M. J. (2002) *Statistical computing. An introduction to data analysis using S-Plus*. John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, UK.
- Cressie,N.A.C. (1991) *Statistics for Spatial Data*. New York, Wiley.
- Delibes,M. y Hiraldo,F. (1981) The rabbit as a prey in the iberian mediterranean ecosystem. En: Myers, K. and MacInnes, C. D. (Eds.) *Proceedings of the World Lagomorph Conference*, pp. 654-663. University of Guelph, Ontario.
- Fa,J.E., Sharples,C.M. y Bell,D.J. (1999) Habitat correlates of European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) distribution after the spread of RHVD in Cadiz Province, Spain. *Journal of Zoology, London* 249, 83-96.
- Fenner,F. y Ratcliffe,F.N. (1965) *Myxomatosis*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fenner,F. y Ross,J. (1994) Myxomatosis. En: Thompson,H.V. y King, C.M. (Eds.) *The European rabbit: the history and biology of a successful colonizer*, pp. 205-239. Oxford Univesity Press, Oxford.
- Fuller,H.E., Chasey,D., Lucas,M.H. y Gibbens,J.C. (1993) Rabbit haemorrhagic disease in the United Kingdom. *Veterinary Record* 133, 611-613.
- Hudson,J.R., Thompson,H.V. y Mansi,W. (1955) Myxoma virus in Britain. *Nature* 176, 783.
- Iborra,O. y Lumaret,J.P. (1997) Validity limits of the pellet group counts in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalia* 61, 205-218.
- IUCN (2001) *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland and Cambridge,UK.
- Liu,S.J., Xue,H.P., Pu,B.Q. y Quian,N.H. (1984) A new viral disease in rabbits. *Animal Husbandry and Veterinary Medicine* 16, 253-255.
- Lloyd,H.G. (1970) Post-myxomatosis rabbit populations in England and Wales. *EPPO Public Series A* 58, 197-215.

- Marchandeau,S., Chantal,J., Portejoie,Y., Barraud,S. y Chaval,Y. (1998)a. Impact of viral hemorrhagic disease on a wild population of European rabbits in France. *Journal of Wildlife Diseases* 34, 429-435.
- Marchandeau,S., Ricci,J.C. y Chantal,J. (1998b) Taux de prévalence sérologique du virus de la maladie viral hémorragique (VHD) du lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) et des ses formes apparentées au sein de différentes populations sauvages de France. *Mammalia* 62, 95-103.
- Marchandeau,S., Chaval,Y. y Le Goff,E. (2000) Prolonged decline in the abundance of wild European rabbits *Oryctolagus cuniculus* and high immunity level over three years following the arrival of rabbit haemorrhagic disease. *Wildlife Biology* 6 141-147.
- Maunder,M.N. y Punt,A.E. (2004) Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research* 70, 141-159.
- Marchandeau,S. y Boucrat-Baralon,C. (1999) Epidémiologie de la myxomatose et des caliciviroses apparentées à la VHD dans une population sauvage de lapins de garenne (*Oryctolagus cuniculus*). *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife* 16, 65-80.
- Milner-Gulland,E.J. y Beddington,J.R. (1993) The exploitation of the elephant for the ivory trade - an historical perspective. *Proceedings of the Royal Society of London B* 252, 29-37.
- Milner-Gulland,E.J. y Mace,R. (1998) Conservation of Biological Resources. Blackwell Science Ltd., Oxford.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2002) Anuario de estadística agraria 1998. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Moreno,S. y Villafuerte,R. (1995) Traditional management of scrublands for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation* 73, 81-85.
- Muñoz,G. 1960. Anverso y reverso de la mixomatosis. Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial, Madrid.
- Mutze,G., Cooke,B.D. y Alexander,P. (1998) The initial impact of rabbit haemorrhagic disease on European rabbit populations in South Australia. *Journal of Wildlife Diseases* 34, 221-227.
- Nagesha,H.S., McColl,K.A., Collins,B.J., Morrissy,C.J., Wang,L.F. y Westbury,H.A. (2000) The presence of cross-reactive antibodies to rabbit haemorrhagic disease virus in Australian wild rabbits prior to the escape of virus from quarantine. *Archives of Virology* 145, 749-757.
- Newsome,A.E., Parer,I. y Catling,P.C. (1989) Prolonged prey suppression by carnivores-predator removal experiments. *Oecologia* 78, 458-467.
- Nixon,C.M., Donohoe,R.W. y Nash,T. (1974) Overharvest of fox squierrels from two woodlots in western Ohio. *Journal of Wildlife Management* 38, 67-80.
- O'Keefe,J.S., Tempero,J.E., Motha,M.X.J., Hansen,M.F. y Atkinson,P.H. (1999) Serology of rabbit haemorrhagic disease virus in wild rabbits before and after release of the virus in New Zealand. *Veterinary Microbiology* 66, 29-40.

- Palomares,F., Gaona,P., Ferreras,P. y Delibes,M. (1995) Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predators populations: An example with lynx, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology* 9, 295-305.
- Parkes,J.P., Norbury,G. y Heyward,R. (2002) Initial epidemiology of rabbit haemorrhagic disease in New Zealand. *Royal Society of New Zealand, Miscellaneous Series* 55, 80-83.
- Peiró,V. y Seva,E. (1991) Maladie hémorragique virale du lapin de garenne au sud-est de l'Espagne. Proceedings XXth Congress of the International Union of Game Biologists, pp. 752-758. University of Agricultural Science, Godollo, Hungary.
- Perry,J.N. (1982) Fitting split-lines to ecological data. *Ecological Entomology* 7, 421-435.
- Queney,G., Ferrand,N., Marchandeu,S., Azevedo,M., Mougel,F., Branco,M. y Monnerot,M. (2000) Absence of a genetic bottleneck in a wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population exposed to a severe viral epizootic. *Molecular Ecology* 9, 1253-1264.
- Rödel, H. G., Bora, A., Kaiser, J., Kaetzke, P., Khaschei, M., y von Holst, D. (2004) Density-dependent reproduction in the European rabbit: a consequence of individual response and age-dependent reproductive performance. *Oikos* 104: 529-539.
- Rogers,P.M., Arthur,C.P. y Soriguer,R.C. (1994) The rabbit in continental Europe. En: Thompson,H.V. y King, C.M. (Eds.) The European rabbit: the history and biology of a successful colonizer, pp. 22-63. Oxford University Press, Oxford.
- Saunders,G., Choquetot,D., McIlroy,J. y Packwood,R. (1998) Initial effects of rabbit haemorrhagic disease on free-living rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) populations in central-western New South Wales. *Wildlife Research* 26, 69-74.
- Simón,M.C., Ortega,C., Maynar,P., Muzquiz,J.L., De Blas,I., Muguruza,R., Girones,O., Alonso,J.L. y Sánchez,J. (1998) Studies in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) populations in Navarra, Spain. I. Epidemiology of rabbit viral haemorrhagic disease. *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife* 15, 47-64.
- Sokal,R.R. y Rohlf,F.J. (1995) Biometry. W. H. Freeman and Company, New York.
- Strandgaard,H. y Asferg,T. (1980) The Danish Bag Record II. *Danish review of Game Biology* 11, 1-112.
- Strickland,M.D., Harju,H.J., McCaffery,K.R., Miller,H.W., Smith,L.M. y Stoll,R.J. (1996) Harvest management. En: T.A.Bookhout (Ed.) Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats, pp. 445-473. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Tapper,S. (1992) Game heritage: An ecological review from shooting and gamekeeping records. Game Conservancy Ltd., Fordingbridge, Hampshire.
- Taylor,R.H. y Williams,R.M. (1965) The use of pellet counts for estimating the density of populations of the wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* (L.). *New Zealand Journal of Science and Technology* 38B, 236-256.
- Thompson,H.V. y Worden,A.N. (1956) The Rabbit . Collins, London.
- Trout,R.C., Tapper,S.C. y Harradine,J. (1986) Recent trends in the rabbit population in Britain. *Mammal Review* 16, 117-123.

- Trout, R.C. y Tittensor, A.M. (1989) Can predators regulate wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* population density in England and Wales? *Mammal Review* 19, 153-173.
- Trout, R.C., Ross, J., Tittensor, A.M. y Fox, A.P. (1992) The effects on a British wild rabbit population (*Oryctolagus cuniculus*) of manipulating myxomatosis. *Journal of Applied Ecology* 29, 679-686.
- Trout, R.C. y Smith, G.C. (1995) The reproductive productivity of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in southern England on sites with different soils. *Journal of Zoology, London* 237, 411-422.
- Trout, R.C., y Smith, G.C., (1998) Long- term study of litter size in relation to population density in rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in Lincolnshire, England. *Journal of Zoology* 246, 347-350.
- Trout, R.C., Chasey, D. y Sharp, G. (1997) Seroepidemiology of rabbit haemorrhagic disease (RHD) in wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in the United Kingdom. *Journal of Zoology, London* 243, 846-853.
- Trout, R.C., Langton, S., Smith, G.C. y Haines-Young, R.H. (2000) Factors affecting the abundance of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in England and Wales. *Journal of Zoology, London* 252, 227-238.
- Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J.C. y Lucientes, J. (1995) Incidence of viral haemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia* 59, 651-659.
- Villafuerte, R., Viñuela, J. y Blanco, J.C. (1998) Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain. *Biological Conservation* 84, 181-188.
- White, P.J., Norman, R.A., Trout, R.C., Gould, E.A. y Hudson, P.J. (2001) The emergence of rabbit haemorrhagic disease virus: will a non-pathogenic strain protect the UK? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 356, 1087-1095.
- Wood, D.H. (1988) Estimating rabbit density by counting dung pellets. *Australian Wildlife Research* 15, 665-671.
- Zar, J.H. (1999) *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.





## Capítulo 2

---

# **La gestión del conejo de monte como especie cinegética en España: implicaciones para su conservación**

### **INTRODUCCIÓN**

Los objetivos con que se manejan las poblaciones de fauna silvestre incluyen el aumento, el mantenimiento o el descenso de su abundancia, en función de que se las considere respectivamente objeto de conservación, de explotación o especies plaga (Caughley y Sinclair 1994). El conejo de monte presenta la particularidad de ser gestionado a lo largo de su área de distribución con esos tres distintos objetivos. En numerosas zonas en las que ha sido introducido es combatido por los daños que causa en la agricultura (Thompson y King 1994). A la vez, en su área original, la Península Ibérica, es una pieza de caza muy apreciada (Villafuerte et al 1998, Angulo y Villafuerte 2003) y una presa clave para la supervivencia de varias especies amenazadas (Delibes e Hiraldo 1981), siendo manejado con esas dos finalidades.

El hecho de que objetivos de manejo distintos coexistan en una misma zona y especie plantea la cuestión de posibles interacciones entre ellos. Uno de los aspectos más polémicos en este sentido es el de la relación entre caza y conservación. Un conflicto potencial entre estos dos objetivos viene determinado por el riesgo que un aprovechamiento excesivo supone para las poblaciones explotadas (Ludwig et al 1993, Hilborn et al 1995). De hecho, la sobreexplotación es una de las principales causas de amenaza de las especies salvajes (Hilton-Taylor 2000, UNEP 2000). Sin embargo, caza y conservación no han de ser incompatibles: la puesta en práctica de un sistema de gestión adecuado permite, en principio, evitar la sobreexplotación (Milner-Gulland y Mace 1998). Por otra parte, el beneficio que reporta el uso de una población puede constituir para los usuarios un incentivo para la conservación de la especie y su hábitat (Grigg 1995, van der Linde y Danskin 1998, Williams et al 1999), si bien este punto suscita cierta controversia (Freese 1998).

Los elementos básicos para la gestión apropiada de una población cazada comprenden el conocimiento detallado de los aspectos biológicos que determinan su respuesta a la explotación, un sistema de seguimiento de los cambios en su abundancia y la existencia de mecanismos que permitan ajustar el aprovechamiento en respuesta a las variaciones de abundancia y adecuándose a la dinámica poblacional de la especie (Hudson y Rands 1988, Caughley y Sinclair 1994, Williams et al 1996, Milner-Gulland y Mace 1998). Adicionalmente, y en el caso de que la especie lo precise, resulta conveniente el conocimiento y puesta en práctica de otras medidas de manipulación de las condiciones ecológicas que permitan incrementar su abundancia (Hudson y Rands 1988).

La caza del conejo de monte en España tiene lugar de forma mayoritaria en cotos de caza, que ocupan más del 70% de la superficie del territorio (Villafuerte et al 1998), y en los cuales, de acuerdo con la legislación vigente, el aprovechamiento y la gestión corresponde a sus titulares. También de acuerdo con esta legislación, la Administración debe establecer un marco general para su aprovechamiento, consistente fundamentalmente en un periodo hábil para su caza. El conejo se viene cazando en España en dos periodos: en la temporada general de la caza menor, en otoño e invierno, y en algunas provincias, en una temporada de verano, sólo para esta especie. Por otra parte, la Administración debe también ejercer un control sobre la gestión y el aprovechamiento realizado por los titulares de los cotos, para que éstas se lleven a cabo de forma adecuada.

En estas circunstancias, la regulación de la extracción se produce a dos niveles. Por un lado, la Administración establece la longitud y posición de la temporada de caza,

un elemento determinante del impacto de la caza sobre una población (Kokko y Lindstrom 1998, Kokko 2001). Por su parte, los titulares de los cotos tienen la posibilidad de introducir restricciones adicionales en la duración de la temporada o mediante otros métodos disponibles para la reducción de la presión de caza (Strickland et al 1996). En cada uno de estos niveles, a una escala diferente, debería contarse con los respectivos criterios para adecuar la extracción a las variaciones en la abundancia, y que deberían incluir la medida de estas variaciones y el conocimiento de la dinámica de la especie bajo explotación.

Por lo que se refiere a la adopción de otras medidas de gestión para incrementar la abundancia con fines cinegéticos, su ejecución es responsabilidad exclusiva de los titulares de los cotos en la mayor parte del territorio español. En el caso del conejo, han sido descritas diferentes acciones de manejo con esta finalidad: el control de predadores (Trout y Tittensor 1989, Banks 2000), las repoblaciones (Letty et al 2000, Calvete y Estrada 2004), los desbroces de matorral en pequeñas parcelas (Moreno y Villafuerte 1995), la mejora o creación de sustratos para la excavación de madrigueras (Aubineau et al 1985) y la lucha contra la mixomatosis y EHV mediante vacunación (Calvete et al 2004) o fumigación de sus vectores (Osácar et al 1996). El propio interés de los cazadores debería facilitar la disponibilidad de recursos para la ejecución de estas medidas, que en general tienen un coste elevado, beneficiando así a la especie.

El hecho de que el conejo de monte sea una especie cinegética muy apreciada lo expone a los riesgos potenciales que la extracción supone a cualquier población animal. Las repercusiones de la gestión de que es objeto se ven aumentadas por su importancia cinegética y por la amplitud del territorio en que tiene lugar. Y todo ello adquiere una relevancia especial al considerar la disminución que han experimentado sus poblaciones (Ver capítulo 1) y los efectos que esto ha tenido en las especies que dependen de él como presa. Resulta por tanto fundamental conocer en qué medida esos riesgos están siendo evitados mediante una regulación de la caza adecuada y también en qué medida el interés que despierta entre los cazadores estimula actuaciones para aumentar su abundancia. En este sentido, este capítulo se propone, en el contexto de la España peninsular los siguientes objetivos:

- (i) cuantificar la importancia del conejo de monte como especie cinegética
- (ii) estudiar la evolución temporal de la temporada de caza y su relación con la abundancia de conejo

- (iii) caracterizar la gestión realizada por los titulares de los cotos de caza
- (iv) estudiar la relación entre la importancia cinegética del conejo y su gestión.

## MÉTODOS

### Obtención de datos

#### *Encuesta a los técnicos de la Administración*

Se llevó a cabo una encuesta por vía postal dirigida al personal técnico de las Comunidades Autónomas responsable de la gestión cinegética a nivel provincial, conteniendo preguntas sobre la importancia de la especie y de la gestión de que es objeto, que se describirán en sucesivos apartados. Estos funcionarios están en contacto directo con los cazadores y titulares de cotos de forma cotidiana, hallándose entre sus funciones la supervisión de la gestión realizada por aquéllos. Esto les proporciona un conocimiento global de la situación cinegética en la provincia, adecuado a los objetivos de este estudio, posibilitándose además un enfoque homogéneo para todo el país. Para asegurar un alto nivel de respuesta se realizó un seguimiento de cada destinatario por vía postal y telefónica (Bosch 1993). La encuesta se realizó a lo largo del primer semestre del año 2001.

#### *Importancia cinegética*

La encuesta contenía dos preguntas para valorar la importancia cinegética del conejo a nivel provincial. Una se refería al número de cazadores que se dedican al conejo y otra al número de terrenos en que se caza. En ambas se le pedía al entrevistado que situase a esta especie en una de las siguientes cinco categorías dentro de la caza menor: la especie más importante, entre las tres primeras (sin ser la primera), en una posición intermedia, especie minoritaria o prácticamente no cazada. Se asignó un número del 1 al 5 a cada clase, correspondiendo números altos a importancias altas.

Como tercer criterio de importancia general se empleó el porcentaje de capturas de conejo sobre el total de capturas de caza menor en cada provincia. Los datos de

capturas de los años 1996, 1997 y 1998 se obtuvieron de los correspondientes Anuarios de Estadística Agraria (MAPA 1996, MAPA no publicado, MAPA 2002). Se empleó el promedio de las capturas de los tres años para minimizar el efecto de posibles fluctuaciones ocasionales en la abundancia. Los porcentajes de capturas de las distintas especies en cada provincia se ordenaron de mayor a menor. Como medida de la importancia del conejo se empleó el lugar ocupado por éste. En un único caso el conejo ocupó el sexto lugar, y fue agrupado con aquéllos en que ocupaba el quinto, obteniéndose así cinco clases de abundancia. También se asignaron valores numéricos a las categorías, correspondiendo igualmente los más altos con las importancias más elevadas.

Se valoró también la importancia comercial del conejo de monte, incluyendo en la encuesta una pregunta sobre el número de cotos que comercializan su caza, proponiéndose las mismas opciones y categorizándose de la misma forma que en las dos preguntas anteriores.

Con el fin de comparar la importancia del conejo con la de otras especies, se preguntó también cual era la principal especie de caza menor en la provincia según las preferencias de los cazadores. Adicionalmente, se realizó otra pregunta sobre qué especie era la más tenida en cuenta a la hora de gestionar el coto.

### *Temporada hábil de caza*

Las fechas de inicio y fin de la temporada general de caza menor en cada provincia entre 1985 y 1999 fueron obtenidas de los correspondientes diarios oficiales de las Comunidades Autónomas. En el caso de existir fechas específicas para el conejo, fueron éstas las tenidas en cuenta. Se tomó 1985 como año inicial por que fue entonces cuando la mayor parte de la Comunidades Autónomas asumieron sus competencias en materia de caza, entre ellas la regulación de la temporada hábil, evitándose así incluir años en que la decisión era adoptada por un organismo distinto, el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. En aquellas provincias en que se autorizó la caza de conejo en verano, se obtuvieron las fechas de inicio y fin de ésta de la misma fuente. Únicamente se tuvieron en cuenta aquellas provincias en que la caza en verano se autorizó con fines exclusivamente cinegéticos (excluyéndose la caza para el control de daños agrícolas) y en las modalidades tradicionales (con escopeta y perros). Para los cálculos relativos a la duración y posición de la temporada, las fechas fueron convertidas a valores

numéricos dentro de cada año, situando el 1 en las fechas más tempranas de inicio (1 de junio para la temporada de verano y 29 de septiembre para la temporada general). Las variables consideradas fueron, para la temporada general, las fechas de inicio y fin, la duración total y el número de provincias que introdujeron restricciones temporales para el conejo dentro de la temporada general. Para la temporada de verano se consideraron también las fechas de inicio y fin, la duración y el número de provincias que autorizaron la caza de esta especie en verano.

Se incluyó en la encuesta una pregunta sobre los criterios tenidos en cuenta para establecer la temporada de caza del conejo. Se ofrecían cinco opciones cerradas de respuesta y una más abierta, admitiéndose la posibilidad de marcar hasta tres distintas. Las opciones cerradas eran: la tradición, impresiones y experiencia del personal de la Administración, impresiones y experiencia de los cazadores, conclusiones de estudios científicos y resultados de programas de monitorización de las poblaciones. Otra pregunta incluida se refería a la existencia o no de seguimientos de las poblaciones de conejo realizados por la Administración en la provincia.

### *Gestión en los cotos de caza*

En la encuesta se preguntó sobre la frecuencia con que eran llevadas a cabo por los titulares de los cotos de caza distintas medidas de gestión cinegética de las poblaciones de conejo en cada provincia. Se solicitó que se cuantificase el uso de desbroces y siembras, creación de vivares artificiales o protección de los naturales, repoblaciones de conejo, control de depredadores, captura de conejos para su vacunación, y fumigación de madrigueras para su desinsectación. También se preguntó sobre el empleo de limitaciones del esfuerzo de caza (reducción del número de jornadas o de cazadores, establecimiento de cupos) y dos medidas de apoyo: monitorización de las poblaciones y vigilancia cinegética privada. Para cada medida de gestión, se pidió que se estimase el número de cotos que la realizaban, optando entre 5 categorías: muy bajo, bajo, intermedio, alto o muy alto, asignándose a las categorías, en ese orden, un número del 1 al 5. En relación a las repoblaciones, se preguntó además cual era la procedencia más frecuente de los conejos empleados (cría en jaula, cría en semilibertad, capturados en la misma provincia u otras cercanas, y capturados en provincias lejanas) y sobre el empleo de medidas auxiliares en la repoblación, como cuarentenas o cercados de acondicionamiento (admitiéndose como opciones nunca, a veces y frecuentemente).

### *Abundancia de conejo*

La abundancia de conejo, estimada como la media a nivel provincial de letrinas avistadas por km en un transecto de 3 km se obtuvo de la forma descrita en el capítulo 1.

### **Análisis de los datos**

#### *Importancia cinegética*

Con el fin de comprobar la coherencia entre los tres criterios de importancia general se llevó a cabo un test de concordancia de Kendall. La importancia en cuanto a terrenos en que se caza el conejo y terrenos que lo comercializan se comparó mediante un test de rangos de Wilcoxon. El porcentaje de provincias en que el conejo es la primera especie por número de cazadores se comparó con el de provincias en que es la primera especie en orientación de la gestión de los cotos mediante la razón de verosimilitud. La relación entre la abundancia de conejos y su importancia cinegética en cuanto a número de cazadores se evaluó mediante el coeficiente de correlación de Spearman entre esta última variable y la media provincial de letrinas por km (ver capítulo 1).

#### *Temporada hábil de caza*

La tendencia temporal de la duración de la temporada general y de verano, de la posición de sus fechas de inicio y fin y del número de provincias que introdujeron restricciones temporales en la caza del conejo dentro de la temporada general, o que autorizaron su caza en verano se analizó mediante la regresión de estas variables sobre el año. En este análisis no se incluyeron aquellas provincias en que el conejo no se caza o es una especie minoritaria (7 provincias de un total de 47). El objeto de este análisis era comprobar la existencia de una reducción en la presión de caza en respuesta al descenso en su abundancia causado por la EHV. La inclusión de provincias donde el conejo es poco cazado, donde por tanto no es esperable esta respuesta, podría ocultar la de provincias donde si es importante. El criterio de importancia empleado en todo este apartado es el de número de cazadores, pues es el más relacionado con la presión de caza.

Con el fin de cuantificar los cambios que se produjeron en la duración de la temporada general y de verano en respuesta a la EHV, se calculó para cada

provincia la variación en la duración del periodo anterior al posterior de la expansión de esta enfermedad. Para ello se calculó la media de la duración de la temporada en el periodo 1985-1988 y en el periodo 1992-1995, considerando el periodo intermedio (1989-1991) el tiempo en el que la EHV se expandió por toda la Península (Ver capítulo 1). La diferencia en días, con su correspondiente signo, se dividió por la media del periodo 1985-1988, para expresarla en porcentaje. Para calcular la variación media de la temporada de caza en este periodo se obtuvo, además de la media aritmética, una media ponderada, empleando como peso la media provincial de conejos cazados en el periodo 1985-1988, con el fin de considerar la repercusión global en las capturas.

Se analizó también la relación de la duración de la temporada general de caza del conejo (definida como la media provincial de ésta en los 10 años posteriores a la aparición de la EHV) con la abundancia y la importancia de la especie en cada provincia. En ambos casos se emplearon pruebas no paramétricas, debido a la distribución no normal de las variables estudiadas. Para la relación entre duración y abundancia (media provincial de letrinas por km) se empleó el coeficiente de correlación de Spearman. Por motivos similares a los del análisis anterior, se excluyeron las provincias en las 2 categorías de menor importancia. Por otra parte se comparó, mediante una prueba de Kruskal-Wallis, la duración de la temporada, por una parte, y el cambio en la duración de la temporada general, por otra, entre las diferentes categorías de importancia cinegética. Se realizaron comparaciones *a posteriori* en la forma descrita en Conover (1999) para  $p < 0.05$ . En este caso sí fueron incluidas las provincias pertenecientes a las 2 clases de menor importancia, como grupo de control. Éstas se agruparon en una sola clase, debido al número reducido de provincias en cada una de ellas.

Estos dos últimos análisis no se realizaron para la temporada de verano, pues ésta tiene lugar en un número reducido de provincias y con duraciones en general muy similares.

### *Gestión en los cotos de caza*

La frecuencia de empleo de las distintas medidas de gestión se comparó mediante un test de Friedman, realizando comparaciones *a posteriori* entre ellas según se describe en Conover (1999), para una  $p < 0.05$ .

Al igual que en el apartado anterior, se analizó la relación de la frecuencia de empleo de las diferentes medidas de gestión con la abundancia y la importancia de



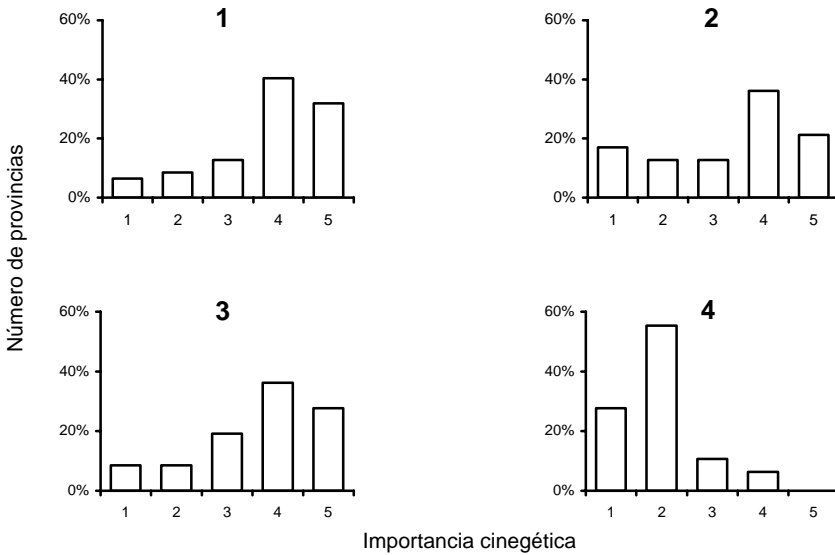
la especie en cada provincia, también mediante pruebas no paramétricas. En el caso de la abundancia, el análisis se realizó mediante el coeficiente de Spearman, excluyéndose igual que en el apartado precedente y por los mismos motivos las provincias en las dos clases de menor importancia (8 provincias de 47 en este caso). Por otra parte, la frecuencia de empleo de las medidas de gestión se comparó entre categorías de importancia cinegética con un test de Kruskal-Wallis. Las provincias pertenecientes a las dos clases de menor importancia, agrupadas en una sola, fueron incluidas como grupo de control. El criterio de importancia en este apartado fue el número de terrenos en que se caza el conejo, pues son los titulares de éstos los que llevan a cabo la gestión.

## RESULTADOS

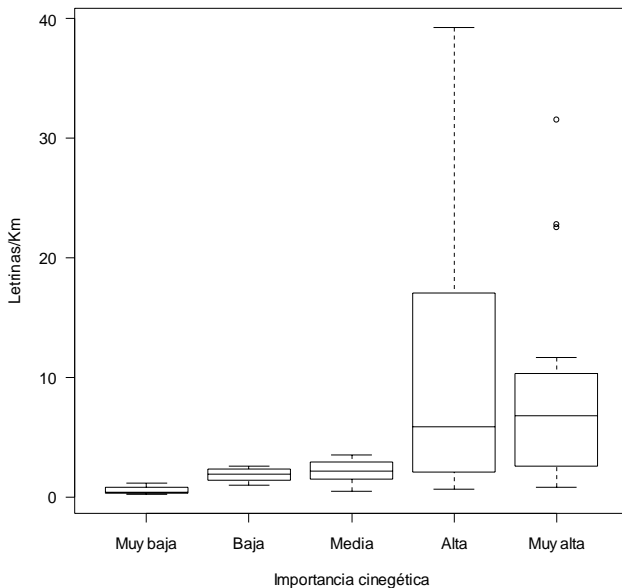
### Importancia cinegética

La importancia cinegética del conejo de monte es elevada, de acuerdo con los tres criterios empleados para clasificar las 47 provincias peninsulares (Figura 1). En los tres casos, el mayor porcentaje de provincias se registra en las clases correspondientes a importancias altas. En el 31.9 % de las provincias el conejo es considerado la primera especie en cuanto a preferencia de los cazadores, mientras que en el 40.4 % se encuentra en la segunda categoría de importancia. En lo referente al número de cotos en que se caza, el conejo ocupa el primer lugar en el 27.7 % de los casos y se encuentra en la segunda categoría en el 36.2 %. En cuanto al porcentaje de capturas, en el 21.3 % de las demarcaciones el conejo es la principal pieza de caza y en el 36.2 % la segunda. En el periodo estudiado, el conejo es la primera especie de caza menor en volumen de capturas en España (21.1 %). Las mayores importancias se observan predominantemente en el sur y en el oeste del país. Los 3 criterios muestran un elevado grado de coherencia entre ellos, clasificando a las provincias de manera muy similar, obteniéndose un coeficiente de concordancia de Kendall de 0.75 ( $\chi^2 = 102.946$ , g.l. = 46,  $p < 0.001$ ).

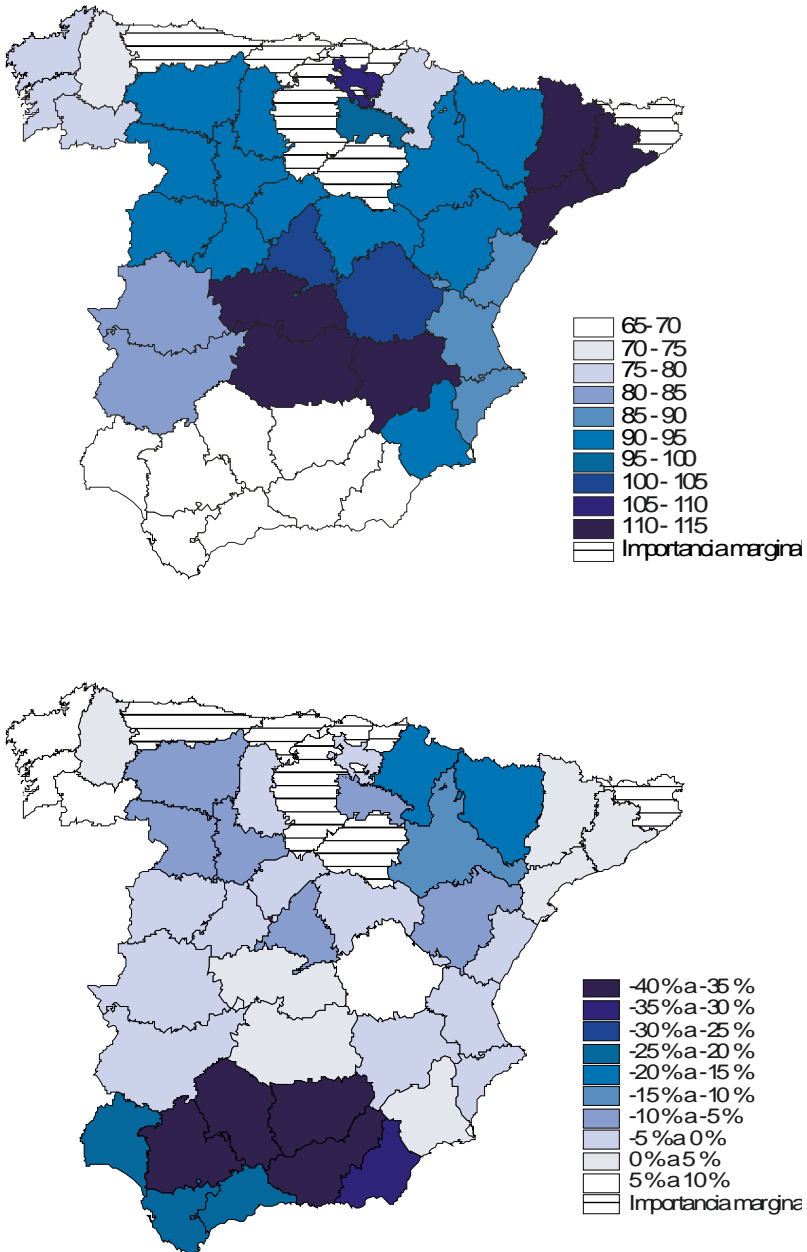
La importancia comercial de la caza del conejo es, sin embargo, mucho menor. En cuanto al número de terrenos cinegéticos que comercializan su caza, en el 27.7 % de las provincias apenas existen y en el 55.3 % es una especie minoritaria (Figura 1). Si se compara la importancia relativa al número de cotos comerciales con la que



**Figura 1** Importancia cinegética del conejo de monte en España. (1) Según las preferencias de los cazadores. (2) Según el porcentaje de capturas de caza menor. (3) Según el número de terrenos cinegéticos. (4) Según el número de terrenos que comercializan su caza. Las categorías de cada gráfico se describen en el texto. Mayores números se corresponden con importancias mayores.



**Figura 2** Importancia cinegética y abundancia de conejo. La importancia cinegética del conejo según las preferencias de los cazadores se representa de acuerdo con las 5 clases descritas en el texto. Los límites de la caja son el 1º y 3º cuartil y la línea en su interior la mediana. Las líneas discontinuas se extienden hasta 1.5 veces el intervalo intercuartílico y los puntos se corresponden con valores más allá de esa distancia.



**Figura 3** Temporada de caza del conejo de monte en España. (A) Duración media de la temporada general (de 1989 a 1998), en días. (B) Cambio en la duración de la temporada general de antes (1985-1988) a después (1992-1995) a la expansión de la EHV, en porcentaje.

hace referencia al número de cotos en general se observa una diferencia significativa (test de Wilcoxon,  $Z = 5.216$ ,  $p < 0.001$ ). La importancia comercial es más alta en el centro peninsular.

En comparación con otras especies de caza menor, y en lo referente a las preferencias de los cazadores, el conejo sólo es superado por la perdiz roja (*Alectoris rufa*), que es la pieza preferida por los cazadores en el 48.9 % de las provincias. Sin embargo, en volumen de capturas el conejo ocupa el primer lugar, siendo segunda en este caso la perdiz roja, con un 15.5 % de las capturas totales.

Existe una disparidad importante entre las preferencias de los cazadores y la orientación de la gestión de los cotos de caza. Frente a las preferencias ya indicadas de los cazadores, la diferencia entre conejo y perdiz aumenta considerablemente en lo relativo a la especie que predomina en la gestión de los terrenos. En el 17.0 % de las provincias es el conejo, y en el 74.5 % la perdiz, existiendo bastantes provincias en que el primero predomina entre los cazadores y la segunda entre los cotos. Las diferencias entre los porcentajes de ambos criterios son significativas ( $G^2=6.369$ , g.l. = 2,  $p = 0.036$ ).

La importancia del conejo entre los cazadores está moderadamente asociada con su abundancia ( $\rho = 0.42$ ,  $N = 47$ ,  $p = 0.003$ ). En general, siempre que el conejo es abundante, su importancia cinegética es elevada, pero existen numerosas provincias en que la abundancia es baja y sin embargo la especie ocupa un lugar importante en las preferencias de los cazadores (Figura 2).

### **Temporada hábil de caza**

La duración media de la temporada general de caza del conejo en los 10 años posteriores a la llegada de la EHV, sin tener en cuenta aquellas provincias en que su importancia cinegética es marginal, ha sido de 88.7 días (mínimo = 29, máximo = 120). Las duraciones más largas se observan en el centro y noreste peninsular (Figura 3) Esta temporada ha venido empezando por término medio el 17 de octubre (mínimo = 2 de octubre, máximo = 1 de noviembre) y terminando el 12 de enero (mínimo = 7 de noviembre, máximo = 7 de febrero). Muy pocas provincias, un promedio de 6, han establecido regímenes especiales de caza para el conejo diferenciados de la temporada general de caza menor.

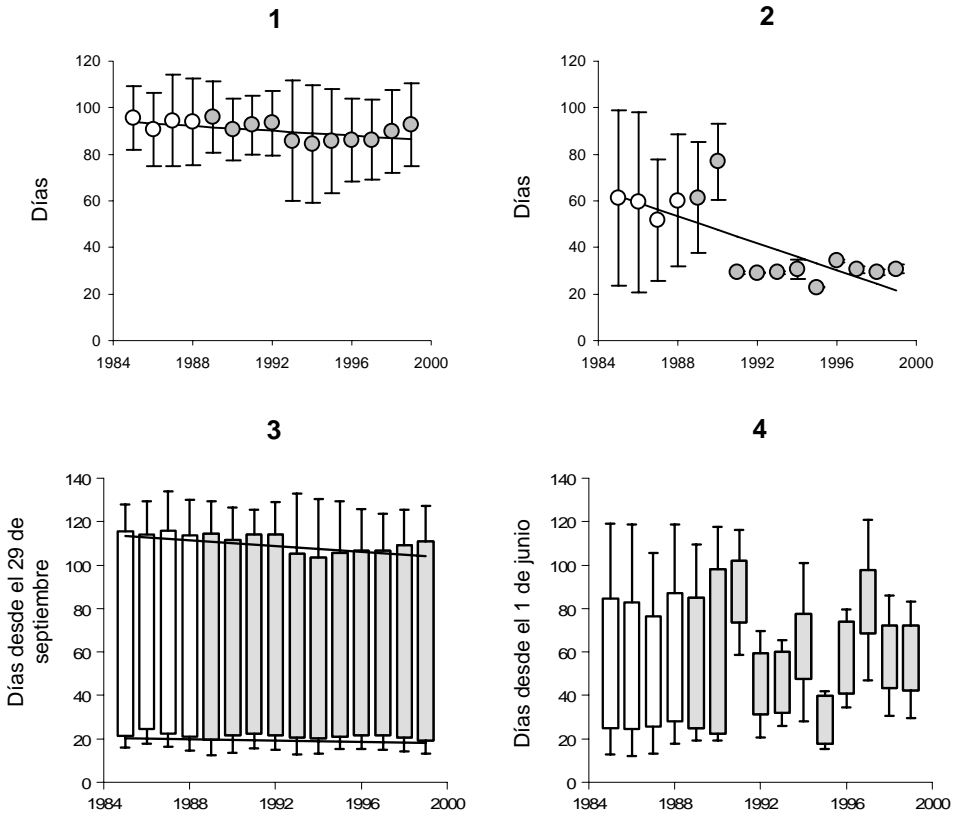
En cuanto a la temporada de caza en verano en el mismo periodo, sólo ha tenido lugar en unas 9 provincias al año, por término medio. La temporada de verano ha

durado una media de 34.7 días (mínimo = 22, máximo = 85), empezando en promedio el 11 de julio (mínimo = 1 de junio, máximo = 20 de agosto) y terminando el 14 de agosto (mínimo = 30 de junio, máximo = 15 de septiembre).

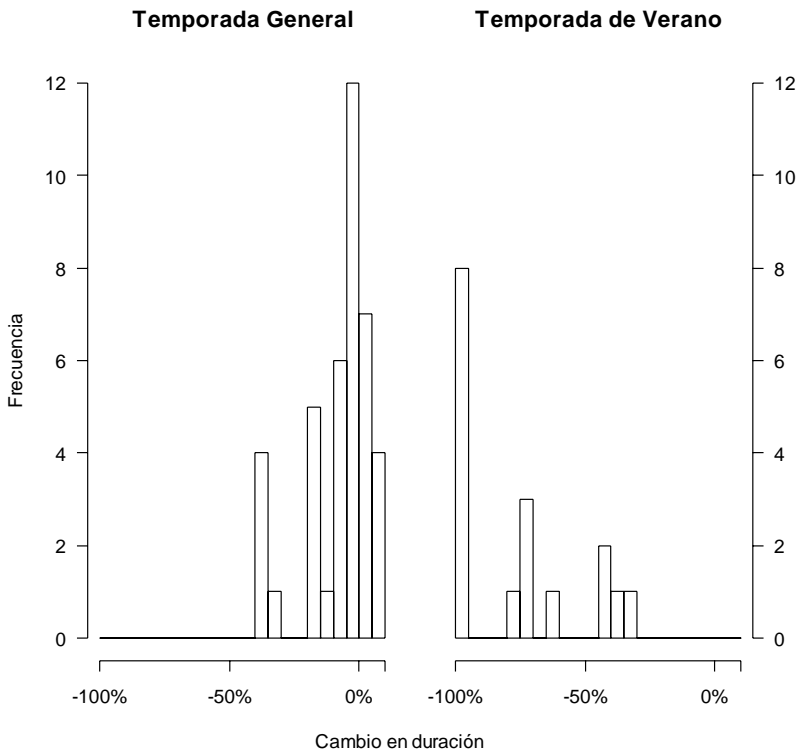
**Tabla 1** Resultados de las regresiones de diferentes variables relacionadas con la temporada de caza sobre el año.

Variable	b	a	F	g.l.	p	R <sup>2</sup>
Duración temporada general	-0.522	1129.9	7.050	1,13	0.020	0.352
Núm. provincias con restricciones	0.371	-706.6	3.172	1,13	0.098	0.196
Inicio de temporada general	-0.145	308.8	4.589	1,13	0.052	0.261
Fin de temporada general	-0.667	1438.1	12.927	1,13	0.003	0.499
Duración temporada verano	-2.900	5818.6	17.051	1,13	0.001	0.567
Núm. provincias con temporada verano	-0.711	1427.4	31.754	1,13	<0.001	0.710
Inicio de la temporada de verano	1.754	-3458.2	3.768	1,13	0.074	0.225
Fin de la temporada de verano	-1.131	2330.0	1.355	1,13	0.265	0.094

Distintos aspectos relacionados con la temporada de caza muestran tendencias significativas a lo largo de los últimos 15 años, puestas de manifiesto por las regresiones de las variables correspondientes sobre el año (Tabla 1, Figura 4). La duración de la temporada general se mantiene más o menos constante hasta 1992, descendiendo moderadamente en 1993, varios años más tarde de la llegada de la EHV. Desde entonces ha aumentado paulatinamente. La desviación estándar intraanual de la duración experimenta un aumento marcado en 1993, coincidiendo con el descenso en la duración. Esto indica que el descenso no es generalizado en todas las provincias. La fecha de inicio ha variado muy ligeramente, con una tendencia general poco acentuada a adelantarse. La fecha de fin presenta una tendencia más marcada, también hacia fechas más tempranas, con el cambio más notable en 1993, acompañado por un aumento marcado en su desviación estándar intraanual. La fecha de fin y la duración de la temporada siguen por tanto un curso muy paralelo. No se observa ninguna tendencia significativa en el número de provincias que establecen limitaciones a la caza de conejo en la temporada general de caza menor.



**Figura 4** Evolución de la temporada de caza del conejo de monte en España entre 1985 y 1989. (1) Duración de la temporada general. (2) Duración de la temporada de verano. (3) Inicio y fin de la temporada general. (4) Inicio y fin de la temporada de verano. En blanco, los años anteriores a la EHV, en gris los posteriores. Las barras de error representan desviaciones estándar. En los gráficos de inicio y fin, el extremo inferior de la barra representa la fecha de comienzo y el superior la de finalización.



**Figura 5** Distribución de frecuencias de los cambios en la duración de la temporada de caza desde antes (1985-1988) a después (1992-1995) de la expansión de la EHV.

De antes a después de la expansión de la EHV la temporada general del conejo se redujo en España en promedio un 7.3 %, un descenso moderado en relación a la disminución de las capturas (Ver capítulo 1). Si se pondera la reducción de cada provincia por el volumen de capturas, el descenso medio es de un 16.1 %, indicando que el descenso fue mayor donde mayores eran las capturas, y que el efecto global en éstas fue probablemente mayor del 7.3 %. Observando la distribución de frecuencias de estos descensos (Figura 5) se comprueba que en la mayor parte de las provincias se optó por una reducción moderada de la temporada. El resto siguió caminos opuestos: unas la aumentaron, aunque sólo ligeramente, mientras que otras la redujeron considerablemente.

La temporada de verano presenta un comportamiento muy diferente (Tabla 1, Figura 4). Su duración desciende acusadamente desde 1991, al igual que el número de provincias en que se autoriza (en este caso desde de 1990). La tendencia general en ambas variables es marcadamente decreciente. Por otra parte, la duración se hace mucho más homogénea entre provincias a partir de 1991. Las fechas de inicio y fin experimentan oscilaciones muy marcadas, sin una tendencia global definida.

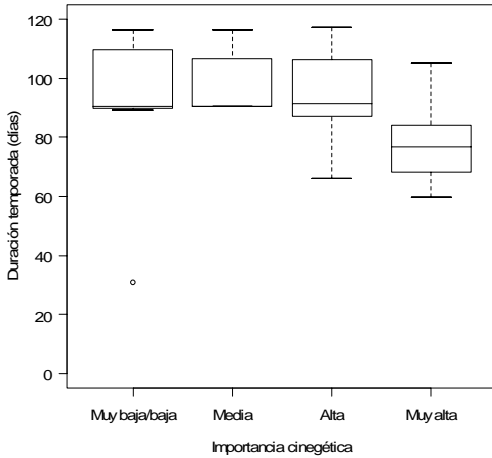
La reducción media tras la EHV fue mucho más acentuada que en el caso de la temporada general, un 76.9 %, prácticamente lo mismo que si se pondera por las capturas (75.3 %). En cuanto a la distribución de frecuencias de estas variaciones (Figura 5), se observa que una gran parte de las provincias con temporada de verano antes de la EHV la suprimieron por completo, optando el resto por recortes más o menos marcados.

No se aprecia una correlación significativa entre la duración media de la temporada general y el número de letrinas por km en cada provincia ( $\rho = -0.09$ ,  $N = 40$ ,  $p = 0.589$ ). Sí que se observan diferencias significativas en la duración media de la temporada entre las diferentes categorías de importancia cinegética ( $H = 12.66$ ,  $g.l.= 3$ ,  $p = 0.005$ ). Esta diferencia se debe, según las comparaciones *a posteriori* (Tabla 2), a la menor duración en las provincias donde el conejo es la principal especie cinegética (media = 77.36 días,  $SD = 11.99$ ) con respecto a las demás categorías, que no difieren entre sí (media = 94.55 días,  $SD = 17.82$ , Figura 6). Con respecto a la variación en la duración de antes a después de la EHV, no se aprecian diferencias significativas entre las distintas categorías de importancia ( $H = 1.03$ ,  $g.l.= 3$ ,  $p = 0.794$ ). Pese a ello si que se observa que las mayores reducciones se registran casi exclusivamente en las provincias en que el conejo es la especie más importante (Figura 7).

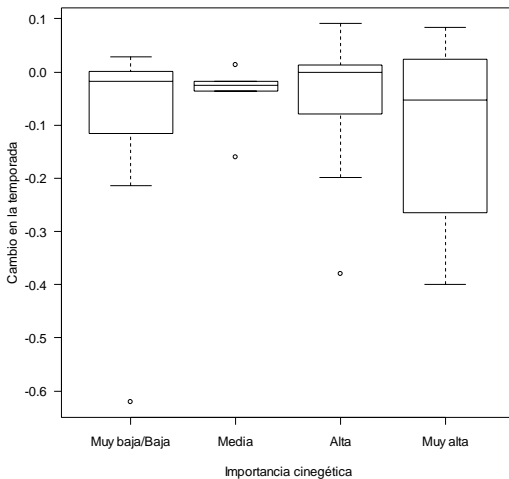
**Tabla 2** Diferencias en la duración de la temporada entre las distintas categorías de importancia cinegética. <sup>(a)</sup> Diferencia (valor absoluto) entre los rangos medios de cada grupo <sup>(b)</sup> Valor crítico para  $\alpha = 0.05$  <sup>(c)</sup> \* =  $p < 0.05$ ; n.s. = no significativo.

Grupos	Dif. observada <sup>a</sup>	Dif. crítica <sup>b</sup>	Significación <sup>c</sup>
Muy baja/Baja vs. Media	3.06	13.30	n.s.
Muy baja/Baja vs. Alta	0.62	10.57	n.s.
Muy baja/Baja vs. Muy alta	14.09	10.95	*
Media vs. Alta	2.44	11.20	n.s.
Media vs. Muy Alta	17.15	11.55	*
Alta vs. Muy Alta	14.71	8.26	*





**Figura 6** Duración media de la temporada general de caza de conejo en los últimos 10 años e importancia cinegética. Los límites de la caja son el 1º y 3º cuartil y la línea en su interior la mediana. Las líneas discontinuas se extienden hasta 1.5 veces el intervalo intercuartílico y los puntos se corresponden con valores más allá de esa distancia.



**Figura 7** Cambios en la duración de la temporada de caza desde antes (1985-1988) a después (1992-1995) de la expansión de la EHV e importancia cinegética. Los límites de la caja son el 1º y 3º cuartil y la línea en su interior la mediana. Las líneas discontinuas se extienden hasta 1.5 veces el intervalo intercuartílico y los puntos se corresponden con valores más allá de esa distancia.

En cuanto a la pregunta sobre los criterios empleados para regular la temporada de caza, el más citado es la tradición, considerada en un 48.9 % de las 47 provincias. Le siguen la experiencia y las apreciaciones de los cazadores y las del personal de la Administración, ambas tenidas en cuenta en un 44.7 % de los casos. A bastante distancia se encuentran el empleo de estudios científicos (25.5 %) o la monitorización de las poblaciones (14.9 %). Los seguimientos poblacionales por la Administración se llevan a cabo en un 35.9 % de las provincias.

## La gestión en los cotos de caza

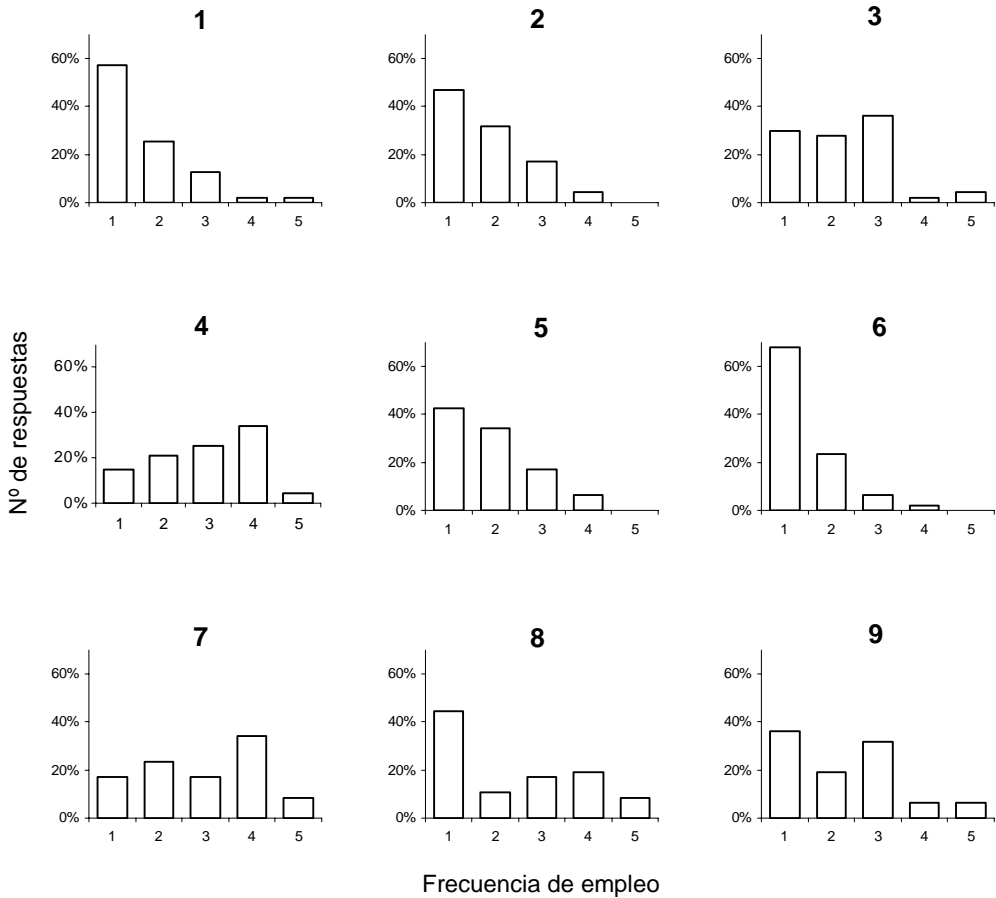
La intensidad de la gestión llevada a cabo por los titulares de los cotos de caza es, en general, muy baja (Figura 8). Para casi todas las medidas, la mayoría de las respuestas indican frecuencias de empleo bajas. Así, excepto el control de predadores y la limitación de la presión cinegética, el resto de las medidas son aplicadas en muy pocos o pocos cotos en más del 50 % de las provincias. Igualmente, sólo el control de predadores y la limitación de la caza son aplicadas en un número alto o muy alto de cotos en más del 25 % de las provincias. El control de predadores es el manejo que se halla más geográficamente extendido. La limitación de la presión y la vigilancia predominan en el centro y sur del país. El resto de los manejos no presentan una estructura geográfica definida.

Existen diferencias significativas en la frecuencia de aplicación de las distintas medidas de gestión (Test de Friedman,  $\chi^2 = 90.095$ , g.l. = 8,  $p < 0.001$ ). Las comparaciones *a posteriori* permiten definir cuatro grupos homogéneos en función de su frecuencia de aplicación, con un alto grado de solapamiento entre ellos. Ordenados por sus rangos promedio, el control de predadores y la limitación de la presión cinegética ocupan el primer lugar, bien diferenciados del resto. Los otros tres grupos presentan un cierto solapamiento entre ellos (Tabla 3).

En cuanto a la asociación de la frecuencia de empleo de las diferentes medidas de gestión con la abundancia de conejo, no es posible observar una correlación significativa en ninguno de los casos, aunque en el caso del control de depredadores y la vigilancia privada se observa una significación marginal (Tabla 4).

Por otra parte, la frecuencia de empleo de las medidas de gestión difiere significativamente entre las categorías de importancia cinegética en el caso de los desbroces y siembras, vivares artificiales, control de predadores y fumigación de madrigueras (y de forma marginal en la monitorización), no existiendo diferencias significativas en el resto de los casos (Tabla 5). Las diferencias se concretan principalmente en un menor empleo donde el conejo es una especie minoritaria o no se caza, con respecto al resto de las categorías, que son generalmente similares entre sí (Figura 9).

En relación con el origen de los conejos repoblados y la metodología de suelta, se obtuvieron respuestas válidas de 38 de las 47 provincias. En el 57.9 % de los casos la procedencia más frecuente de los conejos repoblados es la captura en la misma provincia u otra próxima, mientras que en el 21.1 % proceden generalmente de



**Figura 8** Frecuencia de aplicación de medidas de gestión cinegética de conejo. Se establecen 5 clases, tal como se describe en el texto. Mayores números se corresponden con frecuencias de empleo mayores. (1) Desbroces y siembras (2) Manejo de vivares (3) Repoblaciones (4) Control de predadores (5) Vacunaciones (6) Fumigación de madrigueras (7) Limitación de la presión, (8) Monitorización, (9) Vigilancia.

capturas en provincias alejadas. En el 18.4 % predominan los conejos criados en jaula y en el 2.6 % los criados en semilibertad. En cuanto al empleo de medidas auxiliares en la repoblación, son usadas frecuentemente en el 31.6 %, a veces en el 50.0 % y nunca en el 18.4 %.

**Tabla 3** Clasificación de las medidas de gestión por su frecuencia de empleo.

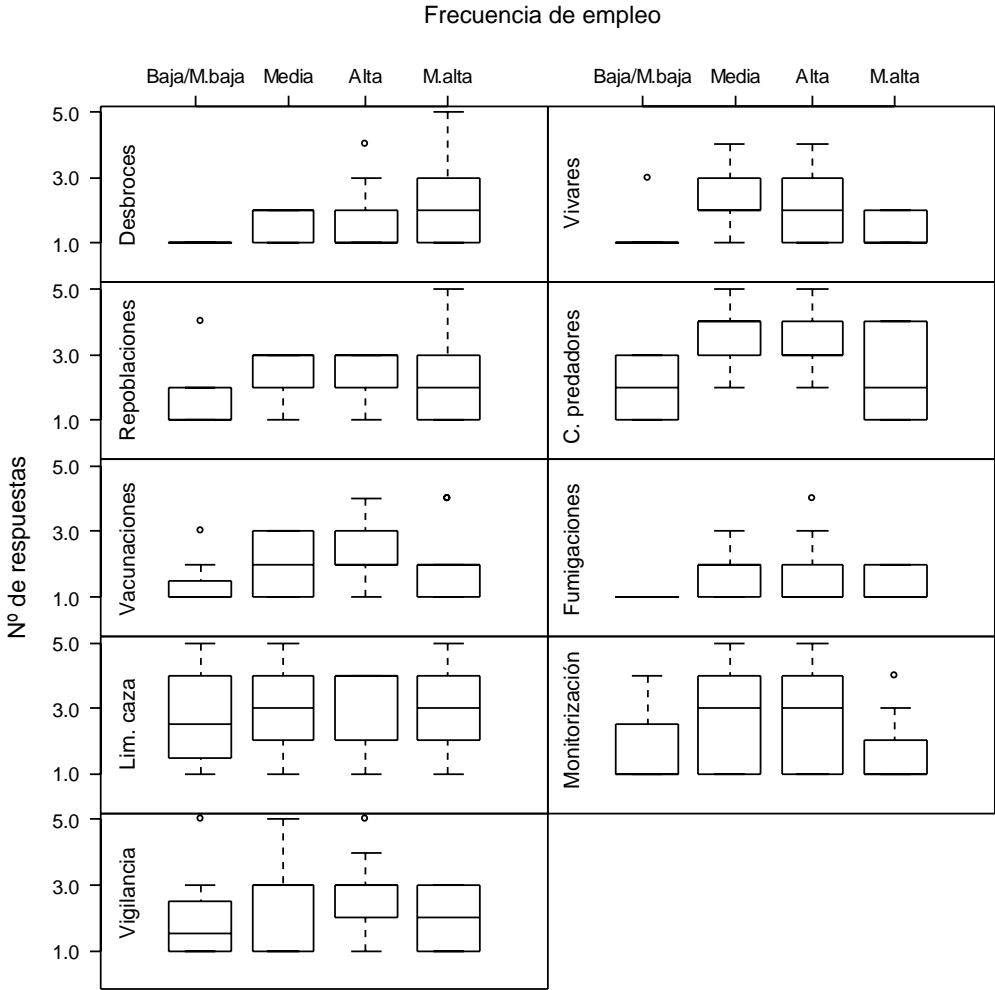
Medida de gestión	Rango promedio	Grupos homogéneos
Control de depredadores	6.83	A
Limitación de la presión	6.59	A
Monitorización	5.34	B
Repoblaciones	5.26	B
Vigilancia	5.12	B
Vacunaciones	4.54	B,C
Manejo de vivares	4.24	C
Desbroces y siembras	3.78	C,D
Fumigación de madrigueras	3.31	D

**Tabla 4** Correlación entre el empleo de medidas de gestión y abundancia de conejo.

Medida de gestión	$\rho$	N	Significación
Desbroces y siembras	-0.104	39	0.528
Vivares (artificiales/manejo)	-0.050	39	0.761
Repoblaciones	-0.164	39	0.318
Control depredadores	0.284	39	0.079
Vacunación	0.191	39	0.243
Fumigación madrigueras	-0.153	39	0.350
Limitación de la caza	0.213	39	0.193
Monitorización	-0.031	39	0.851
Vigilancia privada	0.291	39	0.073

**Tabla 5** Diferencias en la frecuencia de empleo de las medidas de gestión entre las categorías de importancia cinegética de acuerdo con el test de Kruskal Wallis.

Medida de gestión	H	g.l.	Significación
Desbroces y siembras	8.363	3	0.039
Vivares (artificiales/manejo)	10.634	3	0.014
Repoblaciones	4.438	3	0.218
Control depredadores	10.337	3	0.016
Vacunación	4.580	3	0.205
Fumigación madrigueras	8.668	3	0.034
Limitación de la caza	0.752	3	0.861
Monitorización	7.323	3	0.062
Vigilancia privada	3.056	3	0.383



**Figura 9** Empleo de las medidas de gestión e importancia cinegética. Los límites de la caja son el 1º y 3º cuartil y la línea en su interior la mediana. Las líneas discontinuas se extienden hasta 1.5 veces el intervalo intercuartílico y los puntos se corresponden con valores más allá de esa distancia.

## DISCUSIÓN

El conejo de monte es una de las principales especies de caza menor en España, alcanzando incluso importancias elevadas en zonas del país donde es poco abundante. Junto a él se sitúa la perdiz roja, que le supera en las preferencias de los cazadores, pero no en el volumen de capturas. El alto número de conejos abatidos, y de cazadores y terrenos dedicados a esta especie supone que se halla sometida a una presión de caza muy alta. Paradójicamente, el interés comercial de la caza de esta especie y su influencia en la gestión de los cotos son proporcionalmente más bajos. Esta situación probablemente se deba a su papel tradicional en la caza social, predominando entre los cazadores de menor poder adquisitivo, hecho posiblemente ligado a su extensiva presencia y gran abundancia en el pasado.

En lo referente a los elementos necesarios para una adecuada gestión de su caza, se detectan actualmente en España importantes carencias. Un sistema de gestión cinegética satisfactorio ha de incluir el conocimiento de la dinámica poblacional bajo explotación y de las tendencias en la abundancia, y un mecanismo eficaz de regulación en base a dichos conocimientos (Hudson y Rands 1988, Caughley y Sinclair 1994, Williams et al 1996, Milner-Gulland y Mace 1998). En cuanto a la monitorización de las poblaciones de conejo, ésta se encuentra poco extendida, tanto en lo que corresponde a la Administración como a los titulares de los cotos. Por otra parte, el comportamiento de sus poblaciones en respuesta a la caza es poco conocido. La mayor parte de los estudios en este sentido, con alguna excepción reciente (Angulo y Villafuerte 2003, Calvete et al 2005), se refieren al control del conejo como plaga (Smith y Trout 1994, Smith 1997), realizado con unos objetivos opuestos a los del aprovechamiento cinegético. A ello se suma que los criterios con una base científica sólida son poco frecuentemente aplicados a la hora de limitar su caza, observándose un peso considerable de la tradición frente a los resultados de estudios o seguimientos poblacionales.

Por tanto, dos de los tres componentes básicos de un sistema de gestión de la explotación presentan limitaciones. Con respecto al tercero, un mecanismo que adecue los niveles de extracción a cambios en la abundancia, se observa una situación similar. Una manifestación de esta situación es la escasa respuesta de la duración de la temporada de caza a las variaciones temporales y espaciales en el

número de conejos. La longitud del periodo hábil general en las distintas provincias no guarda relación con la abundancia de la especie. Esta falta de relación es especialmente preocupante en aquellas provincias donde el conejo es poco abundante pero a la vez tiene una importancia cinegética elevada, pues la divergencia entre presión de caza potencial y abundancia es allí más alta. Desde el punto de vista geográfico, este desajuste es atribuible a las diferencias entre el norte y el sur peninsular. Así, mientras que en el norte se dan temporadas de conejo en general largas y abundancias generalmente bajas, en el sur se produce la situación inversa. En el centro de la Península se observa un equilibrio, al darse las temporadas más largas junto a las abundancias más altas (Ver Capítulo 1).

Tampoco se observa una respuesta adecuada del periodo general de caza a las variaciones temporales. En los últimos 15 años, pese a que las poblaciones de conejo sufrieron un descenso muy acusado a causa de la EHV (Ver capítulo 1), la duración de la temporada de otoño experimentó en general una reducción muy moderada y con varios años de retraso. Esta reducción se debe fundamentalmente a un limitado grupo de provincias que adelantó considerablemente las fechas de cierre, fundamentalmente en el sur (Figura 5), donde la abundancia de conejo es alta en el contexto de la Península. Hay que tener en cuenta, por otra parte, que una reducción de la temporada no implica necesariamente una reducción equivalente en las capturas, pues éstas no se distribuyen uniformemente a lo largo de la temporada, sino que generalmente se concentran al inicio de ésta (Strickland et al 1994).

Sí que es posible observar una respuesta a la EHV en la temporada de verano, bien definida y más temprana que en el caso anterior. Sin embargo, hay que tener en cuenta que de las 40 provincias en que el conejo tiene una importancia cinegética apreciable, sólo en 16 se cazaba en verano antes de la EHV, por lo que la limitación de esta temporada únicamente beneficia a una parte del área total de distribución. Estas provincias tenían en 1993 una abundancia media de conejo muy superior a las restantes (15.66 letrinas / km frente a 5.20 letrinas / km), con lo cual, de nuevo, la limitación no habría tenido lugar en las poblaciones más sensibles. Además, la temporada de verano era ya de por sí bastante más corta que la de otoño. Por otra parte, varios autores han sugerido que la caza en otoño e invierno reduce más acusadamente la tasa de crecimiento de las poblaciones de conejo que la caza en verano (Smith y Trout 1994, Angulo y Villafuerte 2003, pero ver también Calvete et al 2005).

Considerando ésto, y si lo que se pretende es reducir la presión de caza sobre el conejo, ¿Por qué no se ha realizado la mayor restricción en la temporada general en

vez de en la de verano? La caza de verano se estableció por primera vez en 1973 con el objetivo de aprovechar el conejo en el momento en que sus poblaciones alcanzan el máximo y en la creencia de que la reducción de las densidades de conejo podría mitigar los efectos de la mixomatosis (Rafael Notario, 2000, com. pers.). Esta temporada se regula específicamente para el conejo, mientras que en la de otoño se cazan conjuntamente la mayor parte de las especies de caza menor. Si bien es posible establecer limitaciones para una especie dentro de la temporada general, estas medidas suelen ser contempladas con desconfianza por cazadores y Administración, debido a la dificultad de hacer efectivo su cumplimiento. Por tanto, una posible explicación a la escasa variación de la temporada de otoño sería que la necesidad de proteger las poblaciones de conejo no ha podido con el peso de la tradición y el interés de los cazadores de otras especies en mantenerla. Esta interpretación estaría apoyada por el hecho de que existe una asociación entre importancia cinegética y duración de la temporada general: la duración de ésta es un 18.2 % más corta donde el conejo es la principal especie con respecto al resto de las categorías de importancia, entre las que no existen diferencias significativas. Igualmente, las mayores reducciones de la temporada general tuvieron lugar en provincias donde el conejo es la pieza más importante (aunque no en todas ellas). Otro indicio en este sentido es que la gestión de los cotos se oriente menos hacia el conejo de lo que cabría esperar a partir de las preferencias de los cazadores. Podría por tanto estar sucediendo que la regulación de la caza de esta especie se esté condicionando a la de otras, fundamentalmente la perdiz roja, vista su elevada importancia. El conejo constituiría en este caso un ejemplo del perjuicio del aprovechamiento conjunto de especies con abundancias diferentes. Esta situación se da cuando la especie más abundante proporciona unos rendimientos globales de la caza elevados y por tanto mantiene el incentivo para la explotación, que desaparecería si sólo se explotase la especie más escasa, proporcionando bajos rendimientos (Clark 1990, Milner-Gulland y Leader-Williams 1992).

Aun manteniéndose más o menos constante la duración de la temporada de caza, el nivel de explotación experimentado por el conejo puede reducirse a través de una disminución en el número de cazadores. El número total de licencias de caza ha experimentado un descenso en España a partir de 1992 (Capítulo 1). Este descenso se produce cuatro años después de la aparición de la EHV, cuando los efectos de esta enfermedad empezaban a mitigarse. Por otra parte, se trata de una reducción ajena a un sistema de regulación activo. El número de licencias depende exclusivamente del número de cazadores que deseen obtenerlas, no existiendo ningún mecanismo de limitación de su cantidad. En cuanto a la evolución de las



preferencias de los cazadores, no existen datos disponibles, pero vista la importancia de la especie no parece posible que se haya reducido considerablemente, cuando actualmente se sitúa en niveles tan elevados.

Ante esta situación, ¿Existe actualmente un efecto perjudicial de la caza sobre el conejo de monte? Para ello es necesario que, además de estar ésta incorrectamente regulada, sus consecuencias sean desfavorables para la dinámica poblacional de la especie. Una gran parte de las especies de caza menor, generalmente con una elevada tasa de reproducción, son capaces de soportar elevadas extracciones, habiéndose sugerido que una mortalidad por caza de hasta un 50 % de la mortalidad total es compensatoria (Strickland et al 1994). Este podría ser el caso del conejo, para el cual se ha establecido con base en cálculos teóricos que es necesario capturar más del 87 % de su población para detener su crecimiento (Hone 1999). Sin embargo, la generalización de Strickland et al (1994) es sólo aplicable a poblaciones que se hallan en una buena condición. Existen numerosos ejemplos en que la mortalidad por caza tiene un carácter aditivo cuando tiene lugar en poblaciones fragmentadas o en declive (Nixon et al 1974, Small et al 1991, Marboutin y Peroux 1995, Bro et al 2000), como es el caso del conejo en España (Fa et al 1999, capítulo 1). De hecho, en esta especie se ha observado una contribución importante de la caza a la mortalidad total (Arthur 1980, Rogers et al 1994).

Es por tanto posible que una inadecuada regulación de la temporada esté dificultando la recuperación de las poblaciones de conejo españolas. La adopción de medidas restrictivas de la caza por parte de los titulares de cotos podría sin embargo estar mitigando la falta de restricciones en el periodo hábil de caza. De hecho, estas medidas son empleadas en un número alto o muy alto de cotos en un 42.6 % de las 47 provincias. No obstante, los datos disponibles en este estudio no permiten concluir definitivamente al respecto. Por un lado, se desconoce en qué medida estas limitaciones han aumentado desde 1988. Por otro, sería necesario conocer en detalle de qué tipo de medidas se trata y cuál es su efectividad, pues en numerosas ocasiones, las limitaciones del esfuerzo cinegético tienen un efecto reducido sobre la extracción en la práctica (Strickland et al 1996).

En cuanto a la frecuencia de empleo de las medidas de gestión por los titulares de los cotos, es bastante baja en la mayor parte de ellas. Esto contrasta con lo que cabría esperar por la disminución en la abundancia (Capítulo 1). De hecho, no se observa ninguna relación entre abundancia e intensidad de gestión en las distintas provincias. Tampoco se observa que la importancia cinegética actúe como un

incentivo importante en la gestión de la especie, tal como ha sido descrito para otras especies explotadas (Grigg 1995, van der Linde y Danskin 1998, Williams et al 1999). En las medidas de regulación de la caza no se detecta efecto alguno de la importancia, y en las de manejo éste es débil: únicamente se observan diferencias entre las provincias donde el conejo es muy poco cazado con respecto a todas las demás conjuntamente. El hecho de que la perdiz roja sea la principal destinataria de la gestión, aun en muchas provincias en que el conejo es mayoritariamente preferido por los cazadores, es otra evidencia de la debilidad del incentivo.

La frecuencia de uso de las distintas actuaciones pone de manifiesto el peso de la tradición en la gestión del conejo de monte. Las medidas más frecuentes, control de predadores y limitación de la caza, son las que más atrás se remontan en la historia de la gestión cinegética (Hudson y Rands 1988, Tapper 1992). Esto no debe ser necesariamente interpretado, sin embargo, como un manejo poco adecuado, especialmente en lo referente a las limitaciones de la caza y sus medidas complementarias (vigilancia y monitorización, las siguientes en uso). Éstas serían muy necesarias si, como parece, la regulación de la temporada de caza es poco adecuada. El caso del control de depredadores es más controvertido. Su eficacia se ha mostrada alta en condiciones experimentales (Banks et al 1998, Banks 2000). Sin embargo, el hecho de que en la práctica esta medida no siempre resulte de utilidad (Stahl y Migot 1993) y su impacto potencial en especies amenazadas (Villafuerte et al 1998) hacen necesario su estudio más detallado en España. Hay que tener en cuenta que la práctica totalidad de los estudios disponibles se refieren a países donde el número de predadores no es tan alto como en el área original del conejo (Delibes e Hiraldo 1981), habiéndose además descrito interacciones entre ellos (Palomares et al 1995).

Las repoblaciones y las vacunaciones, que ocupan una posición intermedia en cuanto a su uso, son también medidas controvertidas. En cuanto a las repoblaciones, su eficacia siguiendo los métodos tradicionalmente empleados se ha descrito como baja (Calvete et al 1997). Sin embargo, el uso de medidas complementarias que contribuyen a mejorar sus resultados (Lety et al 2000, Calvete y Estrada 2004) parece estar extendiéndose entre los cazadores. Otro punto al respecto son los riesgos que suponen las repoblaciones, tanto sanitarios (Cunningham 1996), poco documentados en el caso del conejo de monte, como genéticos. En relación a estos últimos, hay que tener en cuenta, por un lado, la estructura genética bien definida que el conejo presenta en la Península Ibérica (Branco et al 2000). Por otro, el frecuente empleo de cruces con conejo doméstico en la cría en jaulas (Piorno y Alves 2000). Si bien en un número alto de provincias se emplean conejos

capturados en las cercanías, los conejos procedentes de jaula o de zonas alejadas predominan en un 39.5 % de los casos, lo que supone un riesgo elevado. Las vacunaciones también presentan aspectos contrapuestos. Las pruebas en el contexto de estudios científicos indican una posible utilidad (Trout et al 1992, Parer et al 1985) pero su empleo en la práctica se muestra poco eficaz (Calvete et al 2004). Algo similar ocurre con las fumigaciones (Trout et al 1992, Osácar et al 1996), el manejo menos empleado de todos los estudiados. En cuanto al manejo del hábitat, la baja frecuencia de su empleo contrasta con la eficacia documentada de estos métodos, tanto de la creación de zonas de alimentación (Moreno y Villafuerte 1995) como de los vivares artificiales (Aubineau et al 1985).

Así pues, el conejo parece recibir fundamentalmente inconvenientes y pocos beneficios de su status como especie cinegética. Debido al gran interés que despierta entre los cazadores experimenta unos niveles de extracción elevada tanto en zonas de alta como de baja abundancia, pero ello no incentiva lo suficiente la intensidad de gestión de que es objeto. Esta gestión presenta además un carácter muy tradicional, incorporando insuficientemente las innovaciones científicas. Por otra parte, el sistema de regulación de su caza no parece ofrecer garantías suficientes para protegerlo adecuadamente de la sobreexplotación. Esta situación resulta preocupante, considerando la disminución sufrida por sus poblaciones y su importancia en la conservación de los ecosistemas ibéricos.

## REFERENCIAS

- Angulo E. y Villafuerte R. (2003) Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. *Biological Conservation* 115: 291-301.
- Arthur C. P. (1980) Démographie du lapin de garenne *Oryctolagus cuniculus* (L.) 1758 en région parisienne. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* 127-162.
- Aubineau J., Biadi F., y Tesson J.-L. (1985) Le lapin de garenne: exemple d'aménagement et de gestion d'un territoire de chasse en milieu bocager (Deux-Sèvres). *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* 89: 21-23.
- Banks P. B., Dickman C. R., y Newsome A. E. (1998) Ecological costs of vertebrate pest control: foxes and rabbits. *Journal of Wildlife Management* 60: 766-772.
- Banks P. B. (2000) Can foxes regulate rabbit populations? *Journal of Wildlife Management* 64: 401-406.
- Blanco J. C. y Villafuerte R. (1993) Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica. ICONA.

- Branco M., Ferrand N., y Monnerot M. (2000) Phylogeography of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) on the Iberian Peninsula inferred from RFLP analysis of the cytochrome b gene. *Heredity* 85: 307-317.
- Bosch, J. L. C. (1993) Encuestas telefónicas y por correo. Centro de Investigaciones Sociológicas, Madrid.
- Bro E., Sarrazin J., Clobert J., y Reitz F. (2000) Demography and the decline of the grey partridge *Perdix perdix* in France. *Journal of Applied Ecology* 37: 432-448.
- Calvete C. y Estrada R.. (2004) Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbits. Improving the release protocol. *Biological Conservation* 120: 507-516.
- Calvete C., Estrada R., Osácar J. J., Lucientes J., y Villafuerte R. (2004) Short-term negative effects of vaccination campaigns against myxomatosis and viral hemorrhagic disease (VHD) on the survival of european wild rabbits. *Journal of Wildlife Management* 68:198-205.
- Calvete C., Angulo E. y Estrada R. (2005) Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective. *Biological Conservation* 121: 623-634.
- Calvete C., Villafuerte R., Lucientes J., y Osácar J. J. (1997) Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain. *Journal of Zoology, London* 241: 271-277.
- Caughley G. y Sinclair A. R. E. (1994) Wildlife ecology and management. Blackwell Scientific Publications, Cambridge.
- Clark C. W. (1990) Mathematical bioeconomics: The optimal management of renewable resources. Wiley Interscience, New York, USA.
- Conover W. J. (1999) Practical nonparametric statistics, 3 edn. John Wiley & Sons, New York.
- Cunningham A. A. (1996) Disease risks of wildlife traslocations. *Conservation Biology* 10: 349-353.
- Delibes M. y Hiraldo F. (1981) The rabbit as a prey in the iberian mediterranean ecosystem. En: *Proceedings of the World Lagomorph Conference* (eds. Myers, K. y MacInnes, C. D.) pp 654-663. University of Guelph, Ontario, Canada.
- Fa J. E., Sharples C. M., y Bell D. J. (1999) Habitat correlates of European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) distribution after the spread of RHVD in Cadiz Province, Spain. *Journal of Zoology, London* 249: 83-96.
- Freese C. H. (1998) What price for sustainability? En: *Enhancing sustainability - Resources for our future* (eds H. A. van der Linde and M. H. Danskin) pp. 13-20. IUCN, Gland, Switzerland.
- Grigg G. C. (1995) Kangaroo harvesting for the conservation of rangelands, kangaroos and graziers. En: *Conservation through sustainable use of wildlife* (eds G. C. Grigg, P. T. Hale, and D. Lunney) pp. 161-165. Centre for Conservation Biology, University of Queensland, Brisbane.
- Hilborn R., Walters C., y Ludwig D. (1995) Sustainable exploitation of renewable resources. *Annual Review of Ecology and Sistematics* 26: 45-67.

- Hilton-Taylor C. (2000) The IUCN red list of threatened species. IUCN, Gland, Switzerland.
- Hone J. (1999) On the rate of increase ( $r$ ): patterns of variation in Australian mammals and the implications for wildlife management. *Journal of Wildlife Management* 36: 709-718.
- Hudson P. J. y Rands M. R. W. (1988) Ecology and management of gamebirds. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Iborra O. y Lumaret J. P. (1997) Validity limits of the pellet group counts in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalia* 61: 205-218.
- Kokko H. y Lindström J. (1998) Seasonal density dependence, timing of mortality, and sustainable harvesting. *Ecological Modelling* 110: 293-304.
- Kokko H. (2001) Optimal and suboptimal use of compensatory responses to harvesting: timing of hunting as an example. *Wildlife Biology* 7: 141-150.
- Letty J., Marchandeu S., Clobert J., y Aubineau J. (2000) Improving translocation success: an experimental study of antistress treatment and release method for wild rabbits. *Animal Conservation* 3: 211-219.
- Ludwig D., Hilborn R., y Walters C. (1993) Uncertainty, resource exploitation, and conservation: Lessons from history. *Science* 260: 17-36.
- Marboutin E. y Peroux R. (1995) Survival pattern of European hare in a decreasing population. *Journal of Applied Ecology* 32: 809-816.
- Milner-Gulland E. J. y Leader-Williams N. (1992) A model of incentives for the illegal exploitation of black rhinos and elephants: poaching pays in Luangwa Valley, Zambia. *Journal of Applied Ecology* 29: 388-401.
- Milner-Gulland E. J. y Mace R. (1998) Conservation of biological resources. Blackwell Science Ltd., Oxford.
- Ministerio de Agricultura P. y A. (1996) Anuario de Estadística Agraria 1996. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Ministerio de Agricultura P. y A. (2002) Anuario de Estadística Agraria 1998. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Ministerio de Agricultura P. y A. (2003) (No Publicado) Anuario de estadística Agraria 1997. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Moreno S. y Villafuerte R. (1995) Traditional management of scrublands for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation* 73: 81-85.
- Nixon C. M., Donohoe R. W., y Nash T. (1974) Overharvest of fox squierrels from two woodlots in western Ohio. *Journal of Wildlife Management* 38: 67-80.
- Notario R. (1983) Caza del conejo con armas de fuego en los cotos privados de caza en época de veda de la caza menor. ICONA.
- Osácar J. J., Lucientes J., Gajón A., Moreno C., y Calvete C. Efficacy of burrow fumigations against wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) fleas (*Siphonaptera*) in Ebro's Middle Valley (Northeastern Spain). 69. 1996. Strasbourg, France, Xth European Society for Vector Ecology Meeting.

- Palomares F., Gaona P., Ferreras P., y Delibes M. (1995) Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predators populations: An example with lynx, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology* 9: 295-305.
- Parer I., Conolly D., y Sobey W. R. (1985) Myxomatosis: the effect of annual introductions of an immunising strain and of a highly virulent strain of myxoma virus into a rabbit population at Urana, NSW. *Australian Wildlife Research* 12: 407-424.
- Piorno V. y Alves P. C. (2000) Reproductive effects of hybridisation among wild and domestic rabbits. *Advances in Ethology, Supplements to Ethology* 35: 147.
- Queney G., Ferrand N., Marchandeu S., Azevedo M., Mougél F., Branco M., y Monnerot M. (2000) Absence of a genetic bottleneck in a wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population exposed to a severe viral epizootic. *Molecular Ecology* 9: 1253-1264.
- Reynolds J. C. y Tapper S. (1996) Control of mammalian predators in game management and conservation. *Mammal Review* 26: 127-156.
- Rogers P. M., Arthur C. P., y Soriguer R. C. (1994) The rabbit in continental Europe. En: *The european rabbit: the history and biology of a successful colonizer* (eds H. V. Thompson and C. M. King) pp. 22-63. Oxford University Press, Oxford.
- Small R. J., Holzwarth J. C., y Rusch D. H. (1991) Predation and hunting mortality of ruffed grouse in central Wisconsin. *Journal of Wildlife Management* 55: 512-520.
- Smith G. C. y Trout R. C. (1994) Using Leslie matrices to determine wild rabbit population growth and the potential for control. *Journal of Applied Ecology* 31: 223-235.
- Smith G. C. (1997) An analysis of the form of density dependence in a simulation model of a seasonal breeder undergoing control. *Ecological Modelling* 95: 181-189.
- Stahl Ph. y Migot P. (1993) L'impact des prédateurs sur le petit gibier. Une revue des enlèvements expérimentaux de prédateurs. En: *Actes du colloque "Prédation et gestion des prédateurs"* (eds P. Migot and Ph. Stahl) pp. 21-35. ONC-UNFDC, Paris, France.
- Strickland M. D., Harju H. J., McCaffery K. R., Miller H. W., Smith L. M., y Stoll R. J. (1996) Harvest management. En: *Research and management techniques for wildlife and habitats* (ed T. A. Bookhout) pp. 445-473. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Tapper S. (1992) Game heritage: An ecological review from shooting and gamekeeping records. Game Conservancy Ltd., Fordingbridge, Hampshire.
- Taylor R. H. y Williams R. M. (1965) The use of pellet counts for estimating the density of populations of the wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* (L.). *New Zealand Journal of Science and Technology* 38B: 236-256.
- Thompson H. V. y King C. M. (1994) The European rabbit: the history and biology of a successful colonizer. Oxford University Press, Oxford.
- Trout R. C. y Tittensor A. M. (1989) Can predators regulate wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* population density in England and Wales? *Mammal Review* 19: 153-173.
- Trout R. C., Ross J., Tittensor A. M., y Fox A. P. (1992) The effects on a British wild rabbit population (*Oryctolagus cuniculus*) of manipulating myxomatosis. *Journal of Applied Ecology* 29: 679-686.

- United Nations Environment Programme (2000) Global biodiversity assesment 2000. Cambridge University Press, Cambridge.
- van der Linde H. A. y Danskin M. H. (1998) Enhancing sustainability - Resources for our future. IUCN, Gland, Switzerland.
- Villafuerte R., Viñuela J., y Blanco J. C. (1998) Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain. *Biological Conservation* 84: 181-188.
- Williams B. K., Johnson F. A., y Wilkins K. (1996) Uncertainty and the adaptive management of waterfowl harvests. *Journal of Wildlife Management* 60: 223-232.
- Williams B. K., Koneff M. D., y Smith D. A. (1999) Evaluation of waterfowl conservation under the North American waterfowl management plan. *Journal of Wildlife Management* 63: 417-440.
- Wood D. H. (1988) Estimating rabbit density by counting dung pellets. *Australian Wildlife Research* 15: 665-671.





## Capítulo 3

---

# **Efecto de las repoblaciones con conejo híbrido criado en cautividad sobre las poblaciones silvestres**

### **INTRODUCCIÓN**

La liberación intencionada de animales es una herramienta empleada frecuentemente en el manejo de poblaciones silvestres (Griffith et al 1989, Wolf et al 1996, Fischer y Lindenmayer 2000). El objetivo perseguido puede ser la reintroducción en una zona donde ha desaparecido una especie o el suplemento poblacional para aumentar su abundancia. Los individuos empleados pueden proceder de la cría en cautividad o ser animales trasladados de una población silvestre. En función de estos distintos objetivos y orígenes, las operaciones de suelta reciben distintas denominaciones, habiéndose propuesto el término “relocalización” para referirse globalmente a todas ellas (IUCN 1998, Fischer y Lindenmayer 2000).

Las relocalizaciones son frecuentemente motivo de atención por dos motivos un tanto contrapuestos. La primera de ellas es que su eficacia es en numerosos casos

baja, tanto en lo referente a la supervivencia de los animales liberados como a su capacidad a largo plazo para reconstituir una población o aumentar su abundancia (Griffith et al 1989, Wolf et al 1996, Fischer y Lindenmayer 2000). La medida de esta eficacia es también a veces otro aspecto polémico, bien por la ausencia de un seguimiento, bien por que éste se realiza con criterios inadecuados, con frecuencia basados en el éxito a corto plazo (Sarrazin y Barbault 1996, Fischer y Lindenmayer 2000, Ostermann et al 2001). La segunda cuestión es la creciente preocupación por los riesgos de tipo ecológico, genético o sanitario que la liberación de animales puede implicar, tanto para la especie manejada como para otras presentes en la zona (Cunningham 1996, Einum y Fleming 1997, Goossens et al 2002, Metcalfe et al 2003). Los riesgos de tipo genético de las relocalizaciones se hallan entre los mejor documentados. Su efecto puede tener lugar mediante el desplazamiento de la población nativa por la población fuente, la introgresión, o la homogeneización de la estructura genética interpoblacional (Hansen y Loeschke 1994, Ryman et al 1995).

Los aspectos relacionados con el éxito y los riesgos potenciales se vuelven más destacados en el caso de que las relocalizaciones se lleven a cabo con animales procedentes de la cría en cautividad. La eficacia de las sueltas con animales nacidos en cautiverio es en general menor que la de las traslocaciones (Griffith et al 1989, Beck et al 1994, Fischer y Lindenmayer 2000) debido a los cambios ontogénicos y genéticos que experimentan los animales silvestres mantenidos en estas condiciones (Snyder et al 1996, Woodworth et al 2002). Las poblaciones en cautividad presentan generalmente una menor diversidad genética y una mayor endogamia que las poblaciones silvestres, y con frecuencia son objeto de una adaptación a la cautividad fruto de la selección, intencionada o no (Lynch y O'Hely 2001, Woodworth et al 2002). Todos estos rasgos son perjudiciales para la supervivencia y la reproducción en la naturaleza, y resultan potencialmente transmisibles a los animales residentes, con el riesgo que ello implica (Lynch y O'Hely 2001, Theodorou y Couvet 2004). El mantenimiento en cautividad también supone un incremento de la posibilidad de adquisición de determinadas enfermedades infecciosas y parasitarias (Cunningham 1996, Snyder et al 1996), que pueden ser transmitidas a la población silvestre a través de la suelta.

Todos estos aspectos comentados son cada vez más tenidos en cuenta en el contexto de la biología de la conservación, existiendo numerosas advertencias sobre ellos en relación con las relocalizaciones de especies amenazadas (Dodd y Seigel 1991, Snyder et al 1996, IUCN 1998, Miller et al 1999, Leighton 2002). Sin embargo, en el caso de muchas especies objeto de caza o pesca deportiva se emplean de forma

generalizada suplementaciones, frecuentemente con individuos criados en cautividad, con escasa atención a los problemas antes descritos (Mamuris et al 2001, Negro et al 2001, Borgstrom et al 2002). Si bien en el caso de la pesca deportiva estos problemas han sido investigados con mayor detalle (Hansen et al 2000, Borgstrom et al 2002, por ejemplo), en el caso de las especies cinegéticas la atención que se les ha prestado ha sido menor (Negro et al 2001).

El caso del conejo de monte ilustra adecuadamente varios de los puntos comentados. El importante descenso experimentado en su abundancia a consecuencia de la mixomatosis, EHV y la alteración del hábitat (ver capítulo 1), por una parte, y su gran importancia como especie cinegética, por otra, han dado lugar a que se realicen gran número de sueltas de esta especie, siendo una de las medidas más frecuentemente empleadas en su gestión por los cazadores (ver capítulo 2). Más recientemente, esta medida se ha extendido a los programas de recuperación de otras especies amenazadas que dependen del conejo como presa (Moreno et al 2004).

En gran parte de las zonas en las que el conejo es manejado como una especie cinegética, las sueltas tienen lugar generalmente con individuos silvestres traslocados, provenientes de zonas de abundancia alta (ver capítulo 2). Este tipo de operaciones ha sido objeto de investigación, disponiéndose de información abundante sobre su éxito, si bien casi exclusivamente medido como supervivencia a corto plazo. Ésta es en general muy baja en el caso sueltas directas sin medidas de acompañamiento empleadas tradicionalmente por los cazadores (Calvete et al 1997, Calvete y Estrada 2004). El éxito reproductor de los conejos traslocados es también bajo, si bien las evidencias son menores en este caso (Letty et al 2002a). Por lo que se refiere a posibles riesgos, estas operaciones presentan potencialmente los ya comentados, aunque no han sido estudiados de forma específica.

Un motivo de preocupación en este caso serían los posibles efectos genéticos, puesto que el conejo presenta en la Península Ibérica una estructura genética bien definida (Branco et al 2000). Dentro de esta especie es posible diferenciar dos grupos evolutivos independientes, puestos de manifiesto por el estudio de distintos marcadores nucleares y citoplasmáticos, revisados por Branco (2000). Esta estructuración es especialmente evidente a nivel del ADN mitocondrial, donde se diferencian dos líneas denominadas A y B (Ennafaa et al 1987, Biju-Duval et al 1991). Branco et al (2000) estudiaron su distribución en la Península Ibérica, encontrando 38 haplotipos distintos que se agrupan en esas dos líneas. La línea A se encontró en la mitad suroeste peninsular y la B en la nororiental, coexistiendo

ambas en una zona central de contacto. Este estudio concluye que su origen y actual distribución se explicarían por el aislamiento de dos núcleos y su posterior expansión y contacto, procesos relacionados con las oscilaciones climáticas del Pleistoceno. Por este motivo, traslados realizados entre zonas alejadas podrían ocasionar homogeneización de esta estructura o la pérdida de adaptaciones locales.

Otro origen de los conejos empleados en las relocalizaciones es la cría en cautividad, siendo su empleo común en España, especialmente en el norte (ver capítulo 2), y en Francia (Rogers et al 1994). Esta cría se realiza usualmente en condiciones muy similares a las de la cunicultura industrial (González 1998a), en un ambiente por tanto muy distinto al natural. Adicionalmente, debido a la dificultad de criar a esta especie en estas condiciones (González 1998b), es muy frecuente el recurso a la hibridación con razas domésticas para facilitarla (Ver capítulo 3). Todas estas circunstancias hacen esperar que los conejos así obtenidos presenten importantes diferencias con los silvestres, tanto desde el punto de vista genético como del desarrollo individual, y que estas diferencias tengan implicaciones en el éxito de las sueltas y en sus posibles efectos negativos sobre las poblaciones silvestres. Sin embargo, a diferencia de las traslocaciones, las liberaciones de conejos nacidos en cautividad apenas han sido estudiadas (Ceballos et al 1997).

En el campo de la conservación y gestión cinegética de aves y mamíferos, el seguimiento de las operaciones de relocalización se realiza generalmente mediante el marcaje, frecuentemente con radioemisores, de los animales liberados (Wolf et al 1996). Esta técnica, muy informativa a corto plazo, proporciona una información más incompleta a plazos más largos. Por el contrario, en campos como la gestión piscícola, se halla muy extendido el empleo de técnicas moleculares para estos estudios (Hansen et al 2000, Borgstrom et al 2002), lo que permite extender el seguimiento a periodos de tiempo más prolongados. El hecho de que en Galicia las repoblaciones cinegéticas se realicen casi exclusivamente con conejos híbridos plantea la posibilidad de su estudio mediante estas técnicas debido a una serie de circunstancias. Por un lado, la distribución de haplotipos mitocondriales en las poblaciones ibéricas de conejo de monte se conoce en detalle (Branco et al 2000). Por otro, existen importantes diferencias en el ADN mitocondrial entre conejos domésticos y de monte (Queney et al 2002). Por último, la transmisión por vía materna del ADN mitocondrial, unido al sistema de cruces empleado en granjas (ver métodos), permite una fácil identificación de los conejos híbridos, aun tras varios cruces con conejos de monte.

Este capítulo pretende estudiar los resultados de las repoblaciones cinegéticas de conejo realizadas con individuos procedentes de cautividad mediante técnicas moleculares, empleando como marcadores los haplotipos mitocondriales descritos por Branco et al (2000). Se establecen como objetivos:

- (i) caracterizar genéticamente las poblaciones silvestres gallegas y los individuos criados en granjas cinegéticas, a fin de evaluar las posibilidades de aplicación de técnicas moleculares para estudiar las consecuencias de las repoblaciones con conejos de granja
- (ii) valorar la persistencia en el campo de conejos criados en cautiverio empleados en las repoblaciones mediante la caracterización genética de poblaciones silvestres con diferentes historiales de repoblación

## MÉTODOS

### Área de estudio y situación de la gestión cinegética del conejo

El área de estudio comprende terrenos cinegéticos de la provincia de Pontevedra gestionados por sociedades de cazadores. El medio que el conejo ocupa en ellos es predominantemente matorrales de tojo (*Ulex* sp) y brezo (*Erica* sp). La cobertura de la vegetación es en general alta, superior al 50% en la totalidad de las zonas muestreadas. La abundancia de conejo en la provincia es baja dentro del contexto peninsular (Blanco y Villafuerte 1993), registrándose variaciones de unas zonas de muestreo a otras.

El manejo del conejo por parte de las sociedades de cazadores es poco intenso. La medida más frecuentemente empleada son las repoblaciones, y la única en la mayor parte de los casos. La metodología tradicional de suelta realizada por las sociedades de cazadores de la provincia se describe en Piorno (1997), indicándose a continuación los principales detalles. El origen de los conejos empleados en las repoblaciones es casi exclusivamente la cría en cautividad, si bien puntualmente se emplean conejos silvestres trasladados del centro y sur peninsular. La cría se realiza en instalaciones y condiciones muy similares a las de la cunicultura industrial. Debido a la dificultad de reproducir en jaulas al conejo de monte (ver capítulo 4), los reproductores empleados son siempre híbridos de conejos domésticos y salvajes. Para la fundación del *stock* de reproductores se realiza en primer lugar un cruce de

una hembra doméstica con un macho salvaje, seguido de uno o dos retrocruces de las hembras producto del primer cruce con machos de monte. La descendencia de esta segunda o tercera generación se emplea a continuación tanto para las sueltas como para la reposición de reproductores. Los individuos criados en estas granjas constituyen por tanto un “enjambre híbrido” o *hybrid swarm* (Allendorf et al 2001) próximo genéticamente al conejo de monte. Fenotípicamente son muy similares a éstos, aunque de un tamaño algo mayor.

Las sueltas tienen lugar casi siempre en primavera. Los juveniles nacidos en jaulas suelen pasar un periodo de algunas semanas en parques de tierra, siendo soltados entre los 3 y los 6 meses de edad. Las sueltas se realizan directamente, liberando a los conejos en las proximidades del matorral o en refugios naturales. Habitualmente se liberan de 20 a 50 animales, repartidos en pequeños grupos espaciados por la zona de suelta de uno a varios centenares de metros.

La decisión de repoblar suele ser escasamente planificada y adoptada a corto plazo, basada en apreciaciones generales de la abundancia de conejo y en la disponibilidad de individuos para repoblar. Raramente se registra el número de individuos soltados, la fecha o las zonas de suelta. Existe una cierta variación entre cotos en el número de repoblaciones realizadas, relacionadas con la abundancia de conejos en el coto y la capacidad adquisitiva y actitud de los cazadores locales hacia las repoblaciones.

### **Diseño del estudio**

Teniendo en cuenta que la frecuencia con que se repuebla presenta variaciones de unas zonas a otras en el área de estudio, es preciso tener en cuenta el historial de sueltas de cada zona al estudiar el número de conejos procedentes de cautividad en ellas. Sin embargo, la forma en que se realizan las sueltas por parte de las sociedades de cazadores condiciona la forma en que puede considerarse este historial. El hecho de que las decisiones de repoblar sean adoptadas a corto plazo dificulta considerablemente un seguimiento a lo largo del tiempo de una serie de zonas seleccionadas. No es posible asegurarse de que éstas vayan a mantenerse sin repoblar o que reciban el número de repoblaciones planificado inicialmente, dificultando un enfoque longitudinal del estudio. Por este motivo se optó por un diseño transversal, consistente en un muestreo puntual (realizado en un único año), en zonas con un historial de repoblaciones conocido. Para ello fue preciso cuantificar las operaciones de suelta y los conejos liberados, lo que reviste cierta dificultad, considerando la mala calidad general de los registros, y su grado de

detalle, variable de unas zonas a otras. Por ello se optó por recopilar la información disponible sobre la historia de sueltas en 38 zonas donde era posible el muestreo, a través de sociedades de cazadores. A partir de esta información se establecieron 3 tramos temporales: antes de 1996, de 1996 a 1998 y 1999 y se evaluó, para cada población, la existencia en ellos de sueltas. De esta forma fue posible establecer 3 categorías considerando el número de operaciones de suelta y su cercanía en el tiempo (Tabla 1). Para el primero de los tramos generalmente sólo fue posible constatar la existencia o no de repoblaciones, no pudiéndose cuantificar de forma precisa. Para el segundo sí fue posible la cuantificación en casi todos los casos, oscilando su número entre 2 y 3 para todas las poblaciones (excepto en la categoría PRE96). El tercer tramo, al incluir un único año, no precisó cuantificación. De la

**Tabla 1** Clasificación de los puntos de muestreo según su historial de repoblaciones, identificación de las poblaciones en cada categoría, y tamaño muestral en cada una de ellas.

<sup>a</sup> Registrada únicamente presencia o ausencia de repoblaciones en este periodo, no su número.

<sup>b</sup> En las poblaciones con repoblaciones en este periodo se realizaron entre 2 y 3 operaciones de suelta.

Categoría	Puntos de muestreo (N)	Repoblaciones previas a 1996 <sup>a</sup>	Repoblaciones de 1996 a 1998 <sup>b</sup>	Repoblaciones en 1999
NOREPOB	09C (20), 16C (20), 19 C(20), 21C (21), 25C (20)	No	No	No
PRE96	06C (20), 12C (20),17 C(20), 22C (20), 24C (19)	Si	No	No
PRE96-98	05C (20), 13C (20),14 C(19), 18C (20), 28C (20)	Si	Si	No
PRE96-99	02C (23), 03C (20), 04 C(20), 07C (20), 27C (20)	Si	Si	Si
Granjas	GC01 (20), GC02 (21), GC03 (20), GC04 (20), GC05 (20)		Granjas cinegéticas	

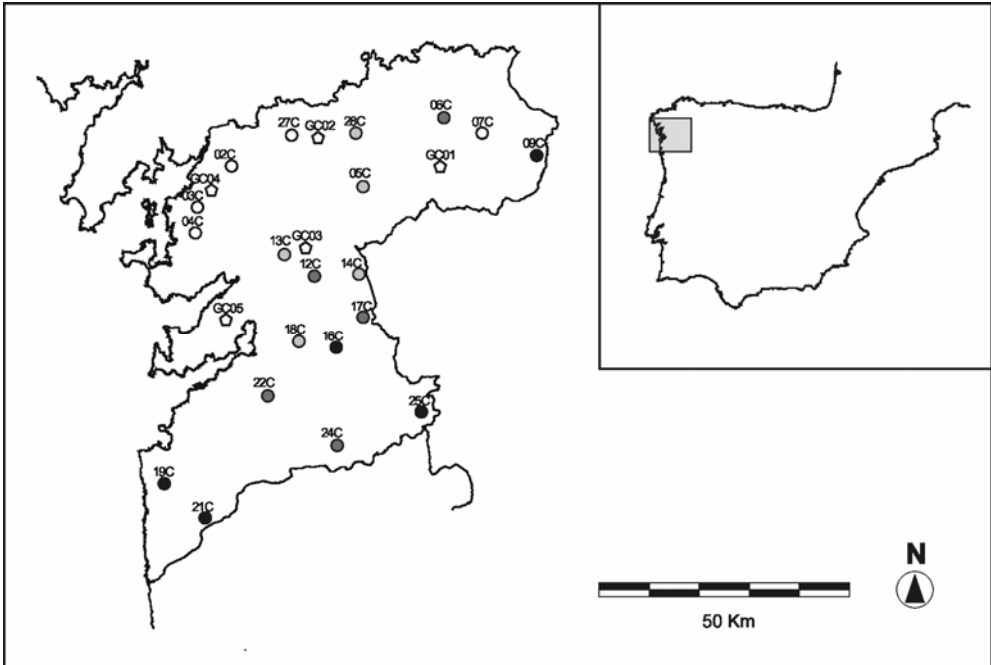
selección inicial se eliminaron 7 zonas, en las que la información disponible no permitía su adscripción clara a alguna de las categorías establecidas. El número de conejos por suelta no fue considerado para el establecimiento de las categorías, pues no siempre se hallaba disponible. Por otro lado, en los casos conocidos, la variación entre zonas y operaciones de suelta era moderada (aproximadamente, entre 20 y 40 conejos por suelta).

Para una adecuada identificación de los conejos procedentes de cautividad en el campo es necesario el conocimiento de las características genéticas de las poblaciones empleadas como fuente de individuos y de las poblaciones silvestres originales, no influidas por las repoblaciones. Con este motivo, se establecieron 2 categorías adicionales, una formada por granjas cinegéticas que suministraron conejos para la repoblación de las zonas de las 3 categorías anteriores, y otra por poblaciones en libertad sin operaciones conocidas de suelta en su historial (Tabla 1). La información también se obtuvo en este caso de las sociedades de cazadores, permitiendo la preselección de 8 granjas y 9 zonas nunca repobladas.

Una vez clasificadas las distintas zonas y granjas en sus correspondientes categorías, se seleccionaron al azar cinco de ellas por categoría para realizar el muestreo (Figura 1). Las zonas seleccionadas tenían una superficie de entre 200 y 400 ha y distaban entre ellas al menos 8 km. De esta forma, siendo posible el intercambio reproductor dentro de cada zona, se garantiza que las sueltas en una de ellas no afecten a otra próxima, considerando que la dispersión posterior a la suelta es siempre muy inferior a 8 km (Letty et al 2002b, Calvete et al 2004). Las muestras fueron obtenidas durante la temporada de caza de 1999, de octubre a diciembre, mediante la participación de cazadores colaboradores a los que les solicitó que introdujesen un trozo de oreja de cada conejo cazado de al menos 1 cm<sup>2</sup> en botes individuales que contenían etanol absoluto. Las muestras de las granjas fueron obtenidas in vivo de reproductores de éstas seleccionados al azar, empleando el mismo tejido y método de conservación. En estas granjas únicamente se muestrearon individuos nacidos en cautividad, intentando evitar, en función de la información disponible, individuos emparentados próximamente.

La caza fue elegida como el método de muestreo más adecuado para obtener un volumen alto de muestras en varias zonas en condiciones de altas coberturas de matorral y bajas densidades de conejo. El empleo de este método plantea la necesidad de controlar la existencia de un posible sesgo en el muestreo, debido a potenciales diferencias de capturabilidad dentro de la población. Por este motivo, se pidió a los colaboradores que anotasen para cada muestra la fecha de captura. De





**Figura 1** Localización de los puntos de muestreo. En círculos, las poblaciones silvestres (Negro: Categoría NOREPOB; Gris oscuro: Categoría PRE96; Gris claro: Categoría PRE96-98; Blanco: Categoría PRE96-99) y en pentágonos, las granjas cinegéticas.

esta forma es posible comprobar posibles variaciones en la proporción de conejos repoblados a lo largo de la temporada, indicadoras de diferencias en la capturabilidad entre éstos y los salvajes.

Por otra parte también es preciso tener en cuenta las variaciones en abundancia existentes entre zonas. Hay que tener en cuenta que se muestrearon zonas con un historial de repoblaciones que se remonta varios años atrás, por lo que no fue posible conocer la abundancia antes de que éstas se realizasen. Por ello la medida de la abundancia se realizó justo antes del muestreo para todas las zonas, en agosto y septiembre de 1999. Para ello se recurrió a una medida basada en la presencia de excrementos (Iborra y Lumaret 1997). En cada zona se recorrió un transecto de 3000 m, anotando el número de letrinas vistas. El recorrido se realizó en zonas ecotono entre la vegetación herbácea y el matorral, caminando siempre por zonas abiertas a menos de 5 m de distancia de las zonas de mayor cobertura.

## Asignación de origen doméstico o silvestre a los conejos muestreados

Si bien no se incluyen en Branco et al (2000) muestras de Galicia, la composición de las poblaciones más próximas y la dirección de las rutas de expansión de los dos núcleos propuestas por Branco et al (2002) hacen esperar un predominio claro de la línea A, pero con cierta presencia de la B, en las poblaciones de conejo originales de esta zona. En cuanto a los conejos domésticos, pertenecen en su totalidad a la línea B, pues la domesticación de la especie tuvo lugar a partir de las poblaciones del núcleo nororiental (van der Loo et al 1991, Ferrand 1995, Queney et al 2002). Por tanto, de encontrar conejos de la línea B en estado silvestre en el área de estudio, podría atribuírsele un origen tanto doméstico (a través de repoblaciones con híbridos) como salvaje. Por tanto, para discriminar entre estos dos posibles orígenes, se recurrió a los distintos haplotipos identificados por Branco et al (2000) dentro de cada línea. Solamente 2 de estos haplotipos (B1Rba y B3Rba), incluidos dentro de la línea B, están presentes en el conejo doméstico (Queney et al 2002). Estos 2 también aparecen en poblaciones salvajes ibéricas, pero a bastante distancia de Galicia, siendo Navarra el punto más próximo. Por tanto, se definieron *a priori* estos dos haplotipos como de origen doméstico (HOD) y el resto de los haplotipos de la línea B y todos los de la A como de origen salvaje (HOS). Esta asignación de origen debería ser confirmada o descartada mediante la caracterización haplotípica de las granjas cinegéticas y de las poblaciones supuestamente nunca repobladas.

El empleo de un marcador mitocondrial resulta especialmente adecuado para la identificación de conejos producidos en granjas cinegéticas como las descritas. Hay que tener presente que la transmisión de estos marcadores se realiza por vía exclusivamente materna. En el origen de todos los conejos criados en granjas se encuentra una hembra doméstica. Por ello, los conejos nacidos en granjas siempre serán distinguibles de los salvajes presentes originalmente en una zona repoblada. Y eso pese a que ambos se hallen genéticamente muy próximos, debido al empleo reiterado de machos salvajes como reproductores en cautividad. Por el mismo motivo, mediante estos marcadores es posible seguir el rastro de las repoblaciones en el campo a largo plazo. Aunque conejos repoblados y residentes se reproduzcan entre sí, los HOD, transmitidos a través de las hembras, permanecerán identificables. Una aproximación similar no sería posible con marcadores nucleares, pues su capacidad de discriminación se perdería rápidamente con los cruces repetidos (Allendorf et al 2001).

## Análisis genético

Tras retirar el pelo y parte del tejido epitelial de la muestra obtenida, el ADN fue extraído siguiendo métodos estándar (Hillis et al 1990). A continuación un fragmento de 1140 pares de bases, conteniendo la mayor parte del citocromo b fue amplificado mediante PCR. En la mezcla de reacción se empleó Ecotaq, de acuerdo con las instrucciones del fabricante. El programa de amplificación consistió en 2 min iniciales de desnaturalización a 95°C, seguido de 35 ciclos de 30 seg a 93°C, 30 seg a 56°C, y 30 seg a 72°C. Después del último ciclo, la muestra se incubó 4 min adicionales a 72°C. Los primers empleados fueron Lcb (AATGA CCAAC ATTCG CAAA; 14174-14193) y Rcb (TCCTC AAATG AAGGT CCCAG; 15301-15320), modificados a partir de Branco et al (2000). Los números indican las posiciones de los nucleótidos en los extremos 5' y 3' respectivamente en el genoma mitocondrial del conejo (número de acceso AJ001588, Gissi et al 1998).

El producto de la amplificación fue digerido con 8 enzimas de restricción (*AluI*, *BsaI*, *DdeI*, *FokI*, *HaeIII*, *MseI*, *TaqI*, *Tsp509I*) siguiendo las instrucciones del fabricante. Los fragmentos obtenidos fueron separados mediante electroforesis en geles de agarosa Nusieve al 3%. Estos geles fueron sumergidos en una solución de bromuro de etidio al 0.5% durante 10 min y visualizados bajo luz UV. Los perfiles obtenidos para cada enzima fueron identificados y combinados en un *composite* según Branco et al (2000), a partir del cual se determinó el correspondiente haplotipo.

## Análisis estadístico

Para analizar la relación entre la proporción de HOD y las demás variables medidas se emplearon modelos lineales generalizados (GLM). Estos modelos, análogos a los lineales generales (ANOVA y regresión), permiten definir la estructura de errores de la variable de respuesta y la función de enlace que relaciona la variable de respuesta con las predictoras, adecuándose a las características de los datos (McCullagh y Nelder 1989).

El origen de los haplotipos es una variable binaria, y por tanto la proporción de HOD debe presentar una distribución de errores binomial, por lo que se empleó una estructura de errores de este tipo y una función de enlace tipo logit. El análisis del efecto de distintas variables sobre la proporción de HOD en el campo se realizó considerando el número de HOD por zona como variable de respuesta y el total de muestras de cada zona como denominador binomial. La comparación de la

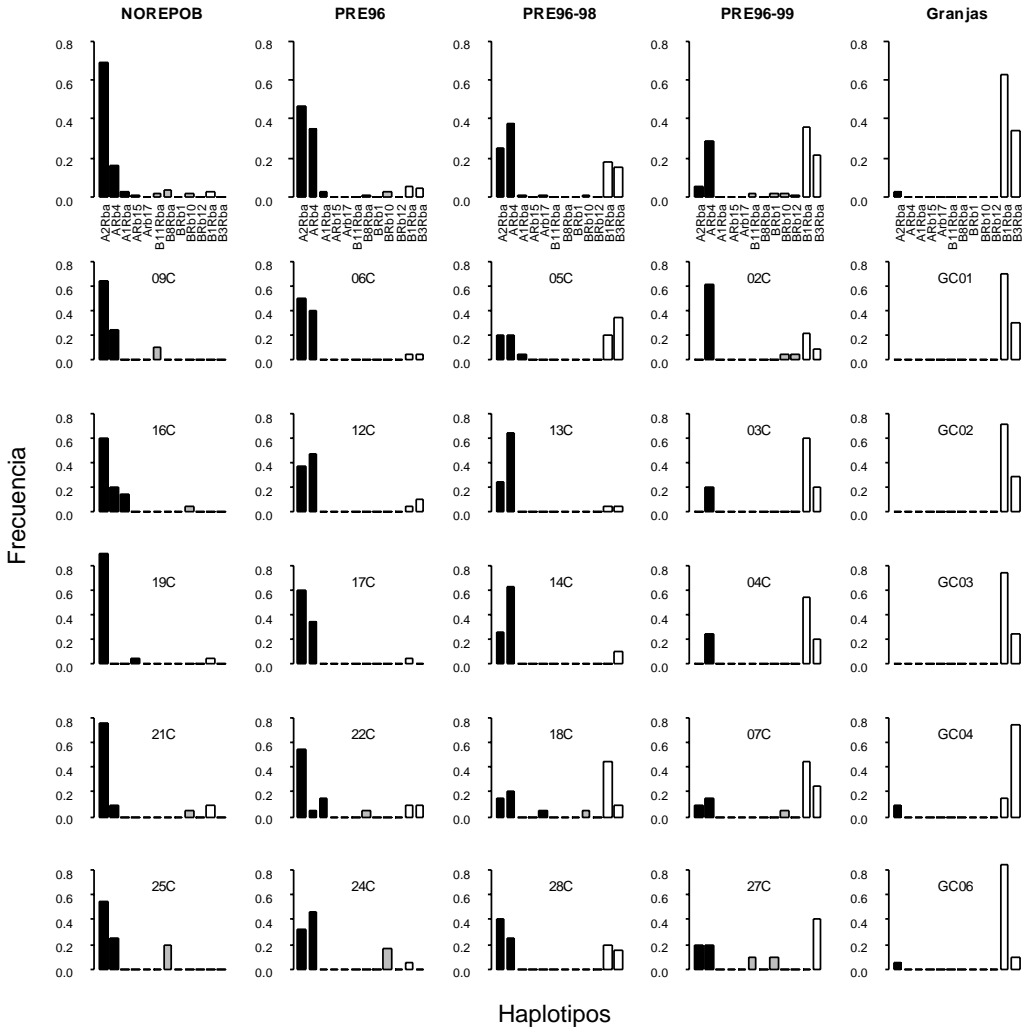
abundancia de conejo entre las distintas categorías de historial de repoblación se realizó también mediante un GLM, empleando en este caso una distribución de errores de Poisson y una función de enlace logarítmica, los apropiados para datos de recuentos. La determinación del mejor modelo se realizó eliminando del modelo completo las variables o interacciones sin efecto significativo. Mediante una prueba de razón de verosimilitud se comparó cada modelo con el de orden inmediatamente inferior que excluía la variable contrastada. En cada paso la variable con menor significación era eliminada, continuando así hasta que el modelo sólo contenía predictores significativos. Todos los modelos fueron examinados para descartar una inadecuada distribución de los residuos y para comprobar la posible existencia de sobredispersión, corrigiéndose el modelo en este caso (Crawley 2002). Los análisis se realizaron con el software R (R Development Core Team 2003).

## RESULTADOS

### Caracterización de los conejos muestreados

Desde el punto de vista de la composición haplotípica, las granjas cinegéticas muestreadas se caracterizan por la presencia casi exclusiva de los HOD B1Rba y B3Rba (Figura 2). Estos representan respectivamente el 63.4 % y el 33.6 % de un total de 101 conejos muestreados en cautividad. Únicamente en el 3.0 % de estos conejos de granja se encuentra algún HOS, exclusivamente A2Rba. Los conejos procedentes de zonas sin historial de repoblaciones, los que representan por tanto de forma más fiable la composición original de las poblaciones de Galicia, presentan mayoritariamente los haplotipos A2Rba, con un 69.0 %, y ARb4, con un 16.0 % de un total de 101 muestras. En 2 de estas zonas se encontraron individuos con el haplotipo B1Rba, con una baja frecuencia sobre el total (3.0 %), y ninguno con el haplotipo B3Rba. El resto de las poblaciones silvestres se componen fundamentalmente de una mezcla en proporciones variables de los dos haplotipos dominantes en las zonas no repobladas (ARb4: 34.0 %, A2Rba: 25.7 %) y de los dos dominantes en las granjas (B1Rba: 20.3 %, B3Rba: 14.3 %). Estos porcentajes se refieren a un total de 300 muestras.

Los haplotipos encontrados en las poblaciones silvestres se detallan en la Tabla 2. Puede apreciarse que, con respecto a la línea A, además de los dos haplotipos más frecuentes (ARb4, A2Rba) se hallan también presentes otros 3 haplotipos de esta



**Figura 2** Frecuencias relativas de cada uno de los haplotipos en las distintas poblaciones muestreadas. En los gráficos de la fila superior se representan las frecuencias para cada categoría de forma agrupada, y en el resto de las filas para cada población de forma individualizada. En cada columna se incluyen las poblaciones de la categoría indicada en la parte superior. Las barras negras representan los haplotipos de la línea A, las grises los de la línea B de origen salvaje y las blancas los de origen doméstico.

**Tabla 2** Haplotipos detectados en las poblaciones silvestres muestreadas. La nomenclatura empleada sigue la de Branco et al (2000). Se indica además la frecuencia relativa de aparición y las localizaciones en que han sido detectados previamente, según Branco et al (2000) para las poblaciones salvajes y Queney et al (2002) para las domésticas. Las frecuencias indicadas se basan en un tamaño muestral de 401 conejos.

Haplotipo	Frecuencia	Localización documentada previamente
A2Rba	36.7%	Portugal, Andalucía oeste, Navarra, Extremadura y Castilla – La Mancha
ARb4	29.4%	Portugal
A1Rba	1.7%	Portugal sur, Andalucía oeste, Castilla – La Mancha, Extremadura y Navarra
ARb15	0.2%	No documentado previamente
ARb17	0.2%	No documentado previamente
BRb10	2.0%	Cataluña y Andalucía este
B8Rba	1.2%	Navarra y Portugal norte
B11Rba	1.0%	Castilla – La Mancha y Navarra
BRb1	0.5%	Levante, Navarra y Castilla - La Mancha
BRb12	0.2%	Levante
B1Rba	16.0%	Conejo doméstico, Navarra, Levante y Cataluña
B3Rba	10.7%	Conejo doméstico, Portugal sur, Cataluña, Navarra, Levante, Extremadura y Castilla – La Mancha

línea (A1Rba, ARb15 y ARb17) si bien a frecuencias muy bajas (en conjunto, un 2.2 %, n = 401). ARb15 y ARb17, han sido descritos por primera vez en este estudio, por lo que hasta la fecha sólo se hallan presentes en poblaciones gallegas. También se encuentran otros 5 haplotipos de la línea B característicos de las poblaciones silvestres ibéricas, igualmente en frecuencias bajas (en conjunto, un 5.0 %, n = 401), además de los 2 haplotipos de la línea B presentes en granjas.

El número de haplotipos distintos encontrados en las poblaciones silvestres (12, incluyendo B1Rba y B3Rba) es muy superior a los sólo 3 encontrados en las granjas cinegéticas. Por otra parte, la composición haplotípica de las granjas es mucho más homogénea que la encontrada en el campo, donde se observa gran heterogeneidad entre poblaciones, no sólo entre categorías sino también dentro de ellas (Figura 2). Referente a los haplotipos de origen salvaje, es posible apreciar una cierta subestructuración entre las poblaciones silvestres, que se evidencia en las

diferentes proporciones de los dos haplotipos mayoritarios A2Rba y ARb4, y en la presencia o ausencia de ciertos haplotipos minoritarios, algunos de ellos encontrados en una sola población. Por lo que se refiere a las granjas, éstas presentan casi exclusivamente los haplotipos B1Rba y B3Rba. Además, éstos se encuentran en unas frecuencias muy similares en todas ellas, con la única excepción de GC04.

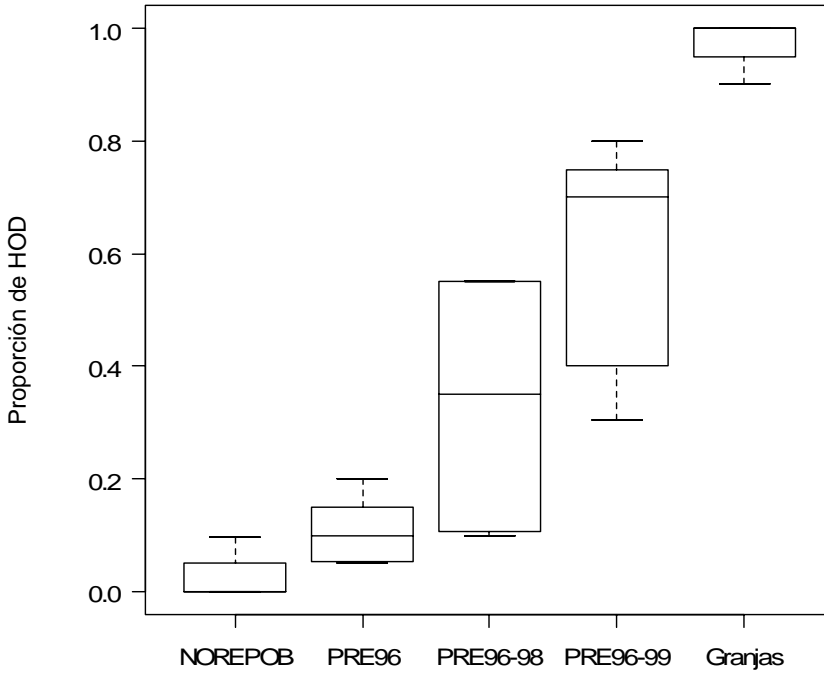
### **Presencia de haplotipos de origen doméstico en las poblaciones silvestres**

Considerando globalmente las cuatro categorías de poblaciones silvestres muestreadas, los HOD registran una presencia importante en ellas, constituyendo un 26.7 % de las 401 muestras analizadas en estas 4 categorías. En total, 17 de las 20 zonas de muestreo en el campo presentan HOD. Los HOS son sin embargo los haplotipos más comúnmente detectados, en un 73.3 % de las muestras, presentes en todas las poblaciones en libertad.

En general, las proporciones de HOD en las distintas poblaciones tienden a aumentar a medida que lo hace el número de repoblaciones en su historial (Figura 3). Por otra parte, es posible constatar la existencia de una importante variabilidad entre poblaciones dentro de alguna de las categorías, especialmente PRE96-98 y PRE96-99, las más intensamente repobladas. Considerando las diferencias en abundancia, y para comprobar si éstas permitían explicar la variabilidad en la proporción de HOD dentro de categorías, se analizó mediante un GLM el efecto de la categoría, la abundancia y su interacción sobre la proporción de HOD. De estos tres componentes del modelo, únicamente la categoría tiene un efecto significativo, descartándose por tanto una influencia de la abundancia o de su interacción con la categoría (Tabla 3).

Las diferencias en abundancia de conejo entre las distintas categorías de historial de repoblación son estadísticamente significativas (GLM,  $F_{3,16} = 3.392$ ,  $P = 0.041$ ). Las zonas nunca repobladas presentan una abundancia media muy superior al resto, con una variabilidad también mayor, mientras que las repobladas en el último año son de manera uniforme las menos densas (Figura 4).

Con el fin de detectar posibles diferencias en la capturabilidad de conejos de distinto origen, se evaluó la existencia de variaciones en la proporción de HOD a lo largo de la temporada. Este análisis se realizó mediante un GLM, introduciendo en él como covariable la fecha de captura. Para ello se dividió la temporada de caza en

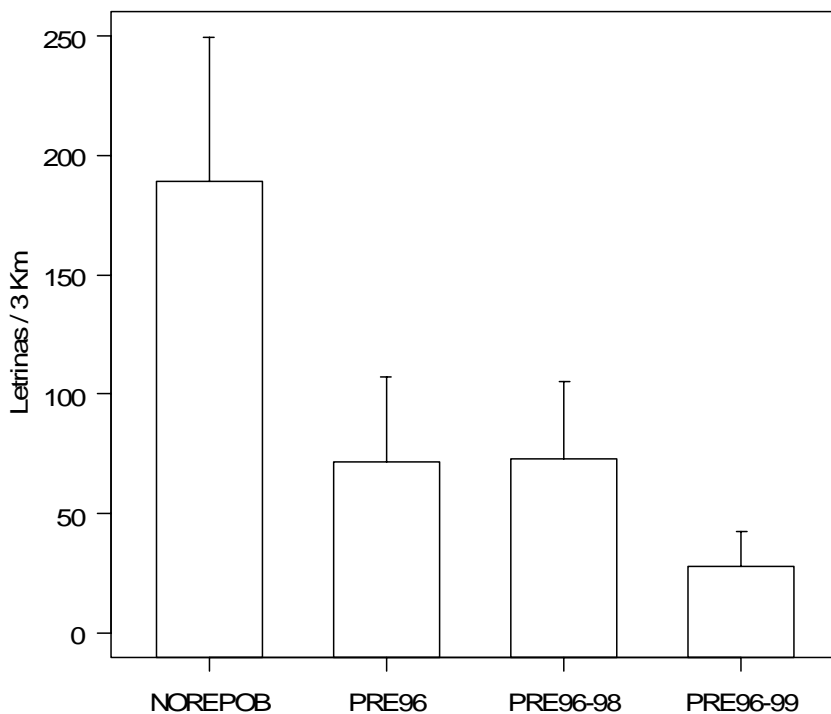


**Figura 3** Proporción de haplotipos de origen doméstico en cada una de las categorías muestreadas. Los límites de la caja son el 1º y 3º cuartil y la línea en su interior la mediana. Las líneas discontinuas se extienden hasta 1.5 veces el intervalo intercuartílico.

**Tabla 3** Resultados del Modelo Lineal Generalizado que testa la relación entre la proporción de HOD y el historial de repoblaciones, incluyendo la abundancia como covariable. La significación del modelo ha sido corregida para la sobredispersión.

	Cambio en la desvianza	g.l.	$P > \chi^2$
Historial de repoblación (HR)	102.871	3	< 0.001
Abundancia (A)	0.319	1	0.752
HR x A	5.188	3	0.654
Desvianza inicial	148.560	19	-
Desvianza final	40.182	12	-

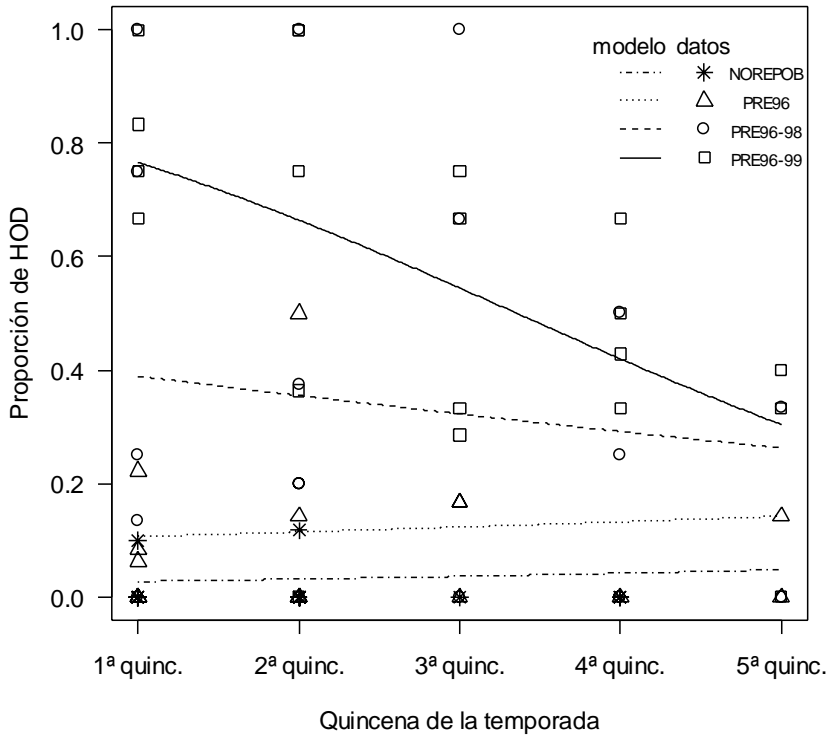




**Figura 4** Abundancia de conejo en las poblaciones de cada una de las categorías. Las barras de error representan  $\pm$  un error estándar.

**Tabla 4** Resultados del Modelo Lineal Generalizado que testa la relación entre la proporción de HOD, historial de repoblaciones y quincena de la temporada de caza, incluida como covariable.

	Cambio en la desviación	g.l.	$P > \chi^2$
Historial de repoblación (HR)	103.482	3	< 0.001
Quincena (Q)	4.123	1	0.042
HR x Q	9.535	3	0.023
Desviación inicial	210.485	65	-
Desviación final	93.344	58	-



**Figura 5** Evolución de la proporción de HOD a lo largo de la temporada de caza. Cada punto representa la proporción de HOD en una población y quincena determinadas. Las líneas representan los valores predichos por el GLM (ver texto).

cinco quincenas, introduciendo en el modelo el historial de repoblación, la quincena en que se obtuvieron las muestras y la interacción de ambas variables como predictores, y la proporción de HOD como variable de respuesta. Los resultados de este GLM muestran un efecto significativo de los 3 componentes del modelo (Tabla 4), indicando por tanto que las proporciones de HOD varían a lo largo de la temporada, pero que esta variación es distinta para cada categoría. La proporción de HOD tiende a disminuir a medida que avanza la temporada de forma muy marcada en la categoría PRE96-99, mientras que esta tendencia se suaviza en PRE96-98 y resulta inapreciable en PRE96 y en NOREPOB (Figura 5). Adicionalmente se comprueba que, aun teniendo en cuenta el efecto de la quincena, se mantiene el

efecto significativo de la categoría sobre la proporción de HOD. De hecho, éste es el factor que más contribuye a la desviación explicada por el modelo (Tabla 4).

La comparación de la proporción de HOD entre las categorías PRE96-98 y PRE96-99 proporciona información del resultado de las repoblaciones a corto plazo. En las poblaciones de la categoría PRE96-98 fueron encontrados un 33.3 % de HOD ( $n = 99$ ) y en las de la categoría PRE96-99 un 58.3 % ( $n = 103$ ). Los resultados del GLM señalan que las diferencias en proporción de HOD entre las dos categorías es muy marcada al inicio de la temporada (76.6 % en la categoría PRE96-99 frente a 38.9 % en PRE96-98), mientras que al final la diferencia es mucho menor (30.4 % en la categoría PRE96-99 frente a 26.3 % en PRE96-98). La proporción de HOD en la categoría PRE96-98 al inicio de la temporada es próxima a la de PRE96-99 al final de ésta. La comparación de la categoría PRE96-98 con la PRE96 tendría en cuenta el efecto combinado de un historial de repoblación intenso y próximo en el tiempo frente a un historial de sueltas reducido y más lejano. En este sentido, puede apreciarse que para la mayor parte de poblaciones y quincenas la categoría PRE96-98 supera a la PRE96 en proporción de HOD (Figura 5). Este hecho es más claramente apreciable al inicio de la temporada, observándose que de acuerdo con las predicciones del GLM las diferencias en proporción de HOD entre las categorías PRE96 y PRE96-98 tienden a disminuir hacia el final de ésta. La comparación de la proporción de HOD en la NOREPOB con PRE96, en la que las repoblaciones se realizaron hace más de 4 años, permite obtener una indicación de las consecuencias de las sueltas a largo plazo. En estas dos categorías no se detecta una influencia de la fecha, observándose además en ambas una escasa variabilidad dentro de la categoría, por lo que para comprobar la diferencia en proporción de HOD entre ellas se han agrupado todas las poblaciones de cada una. Esta diferencia es ligera: 3.0 % ( $n = 101$ ) en la categoría NOREPOB y 11.2 % ( $n = 98$ ) en PRE96, pero resulta estadísticamente significativa (Prueba exacta de Fisher,  $P = 0.027$ ). Adicionalmente, hay que tener en cuenta que si bien en todas las poblaciones de la categoría PRE96 existe algún HOD, sólo en 2 de 5 de la categoría NOREPOB aparece alguno.

## DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran una marcada diferencia en la composición haplotípica de los conejos de las granjas cinegéticas y los conejos silvestres en

Galicia. Adicionalmente, se comprueba que los conejos de monte presentan una diversidad genética mayor que los conejos criados en cautividad y una clara estructuración geográfica de esta diversidad. Mediante el método empleado se ha puesto de manifiesto la presencia extensiva de HOD en diversas poblaciones gallegas, desde unos meses hasta varios años después de la última repoblación conocida. Pese a ello, los HOS predominan en la mayoría de las muestras. Las categorías definidas según el historial de repoblaciones difieren en la proporción observada de HOD, resultando ésta mayor en las zonas más intensamente repobladas. Se ha evidenciado también que, en las zonas repobladas recientemente, la proporción de HOD disminuye a lo largo de la temporada de caza.

### **Validez de la aproximación empleada**

La identificación de los animales originarios de granja en el presente estudio se ha basado en la consideración de los haplotipos B1Rba y B3Rba como de origen doméstico. Esta apreciación se basa en que éstos son característicos de poblaciones alejadas de Galicia (Branco et al 2000) y en que son los únicos haplotipos presentes en el conejo doméstico (Queney et al 2002). Sin embargo, ni las poblaciones gallegas ni las granjas cinegéticas habían sido previamente estudiadas. La presencia casi exclusiva de B1Rba y B3Rba en las granjas cinegéticas y su ausencia casi total en las poblaciones no repobladas confirma que el planteamiento elegido está adecuadamente fundado.

Los haplotipos dominantes en los conejos gallegos autóctonos son A2Rba y ARb4, lo que los hace muy similares a las poblaciones del norte de Portugal (Branco et al 2000). Este resultado es coherente con la expansión hacia el norte a lo largo de la costa atlántica de la línea mitocondrial A tras las glaciaciones del Pleistoceno (Branco et al 2002). También reflejaría la barrera que supone la Cordillera Cantábrica y sus estribaciones para la entrada de conejos de la línea B en Galicia, efecto también contemplado en ese trabajo. Por otra parte, se observan además en pequeñas proporciones haplotipos actualmente sólo descritos en poblaciones lejanas (Branco et al 2000), entre ellos B1Rba. Ello podría ser debido a causas naturales o a la intervención humana. Si bien parece claro que la principal colonización de Galicia habría tenido lugar desde el sur, no pueden descartarse otras expansiones independientes de menor entidad, que dieran lugar a la llegada a Galicia de esos haplotipos. De hecho, también en el noreste de Portugal están presentes haplotipos de la línea B (Branco et al 2000). Además, la intensidad del muestreo en este estudio facilita la detección de haplotipos en muy bajas frecuencias, como demuestra la aparición de algunos nunca descritos. Otra posible explicación podría

ser la realización de repoblaciones con conejos silvestres de fuera de Galicia (o de granja, en el caso de B1Rba) lejanas en el tiempo y por ello no documentadas, o la dispersión de sueltas en zonas próximas. Estas explicaciones podrían ser también válidas para los pequeños porcentajes de HOS distintos de A2Rba y ARb4 en las otras categorías, pero no para la relativamente alta presencia de B1Rba y B3Rba en ellas. Existen grandes diferencias genéticas entre poblaciones silvestres y de granja, y la proporción de HOD difiere significativamente entre la categoría NOREPOB y el resto de poblaciones silvestres. Considerando esto, la explicación más probable para esta alta presencia sólo residiría en la realización de repoblaciones con individuos procedentes de cautividad.

Por otra parte, en los conejos de granja están presentes de forma casi exclusiva los haplotipos B1Rba y B3Rba, siendo éste el resultado esperable del empleo de hembras domésticas para la fundación del *stock* de reproductores. Existe también en las granjas una pequeña proporción de A2Rb4a. Teniendo en cuenta que únicamente se muestrearon ejemplares nacidos en cautividad, el origen de estos haplotipos podría atribuirse a la contribución en pequeñas cantidades de hembras salvajes.

Otra cuestión sobre la validez de los métodos empleados que debe tenerse en cuenta es el posible sesgo ocasionado por la obtención de las muestras mediante la caza. Éste se manifiesta en la variación observada en la proporción de HOD a lo largo de la temporada, en las categorías en que se ha repoblado recientemente. La proporción de HOD observada en cada quincena dependerá de la proporción de HOD existente en el campo en ese momento y de su capturabilidad relativa. Puesto que durante la época en que tiene lugar la caza no existe apenas actividad reproductora de los conejos silvestres (Gonçalves et al 2002), un incremento a lo largo de la temporada en el número de éstos puede descartarse como explicación a la variación observada. Por ello, las únicas explicaciones posibles serían una reducción en la proporción real de HOD en el campo, una disminución en su capturabilidad, o una combinación de ambas. La reducción de la proporción de los HOD existentes debida a una prolongación del pico de mortalidad tras la suelta (Letty et al 2002, Calvete y Estrada 2004) más allá del inicio de la temporada de caza podría también descartarse, considerando el tiempo transcurrido (ver apartado siguiente). La posibilidad de que ambos tipos de conejos tuviesen una capturabilidad similar inicialmente, reduciéndose posteriormente únicamente en los conejos portadores de HOD parece muy poco verosímil. Así pues, la explicación más probable de esta disminución sería una mayor sensibilidad a la caza de los

conejos repoblados recientemente, al menos al inicio de la temporada, que causaría que su número disminuyese más rápidamente que el de los conejos residentes.

Si asumimos la existencia de este sesgo hacia una parte de los conejos portadores de HOD, de forma más clara en la categoría PRE96-99, y en menor medida en PRE96-98, los porcentajes de HOD observados podrían estar sobrestimados en estas categorías. Por ello, ninguna conclusión se ha basado en los valores absolutos de HOD en estas categorías, ni en la comparación directa entre ellas o con las otras dos. Todas las consideraciones sobre proporciones de HOD observadas han sido realizadas teniendo en cuenta la interacción existente entre categoría y quincena. Por otra parte, la existencia del sesgo es un interesante resultado por si mismo, que será discutido posteriormente. Este sesgo también permite pensar que el muestreo mediante caza es especialmente sensible para la detección de HOD, al menos tras una repoblación reciente.

### **Persistencia de los conejos repoblados en las poblaciones silvestres**

El resultado a corto plazo de las repoblaciones cinegéticas tradicionales de conejo es relativamente bien conocido, existiendo numerosos estudios basados en el seguimiento de traslocaciones de conejos salvajes (Calvete et al 1997, Letty et al 1998, Letty et al 2002, Calvete y Estrada 2004). La mortalidad en los días posteriores a la liberación es muy elevada. A continuación la supervivencia tiende a aumentar considerablemente, igualándose a la de los conejos residentes. La principal causa de la mortalidad inicial es la depredación, y en menor medida las enfermedades. Letty et al (2003) identifican dos grupos potenciales de causas responsables de la mortalidad posterior a la suelta: las relacionadas con el estrés de la captura, manipulación y transporte, y las relacionadas con la novedad del hábitat. En el caso de las repoblaciones con conejos de granja hay que tener presente un tercer grupo de posibles causas de mortalidad: el efecto de la cautividad sobre la viabilidad de los animales liberados. Como consecuencia de las importantes diferencias entre el medio natural y las condiciones que experimentan los individuos criados en cautividad, éstos suelen experimentar una serie de cambios genéticos y fenotípicos que repercuten en su supervivencia una vez liberados (Snyder et al 1996). Los escasos datos disponibles sobre el seguimiento de repoblaciones con conejos procedentes de cautividad parecen indicar, sin embargo, que éstos no presentan una supervivencia inferior a la de los de origen silvestre. En las sueltas con conejos criados en cercados en semilibertad no se observan diferencias significativas con respecto a las realizadas con conejos silvestres traslocados (Ceballos et al 1997, Marchandau datos no publicados). Por otra parte,

en una comparación entre conejos nacidos en cautividad estricta y otros de un cercado en semilibertad, Ceballos et al (1997) encuentran una supervivencia similar, siendo únicamente superiores los de cercado cuando se sueltan sólo adultos. En este trabajo, sin embargo, los puntos de suelta se cercaron con pastores eléctricos, y no se especifica si la granja emplea reproductores híbridos. Los datos obtenidos en este estudio no permiten una estimación en términos cuantitativos de la supervivencia a corto o medio plazo de los conejos procedentes de granjas. Sin embargo, existen indicios claros de que una parte de los conejos soltados en primavera en las poblaciones de la categoría PRE96-99 sobreviven varios meses, hasta el inicio de la caza a finales de octubre. Como se ha señalado más arriba, esta sería la explicación más probable de las diferencias en porcentaje de HOD y en sesgo debido a la caza entre las categorías PRE96-98 y PRE96-99. Adicionalmente, el número de estos conejos debe ser suficientemente alto, en términos absolutos, como para que un efecto tan marcado de la interacción entre categoría y fecha de la temporada sea registrado. El número de conejos liberados la primavera precedente en las zonas de estudio osciló entre 20 y 40 por zona, según los datos disponibles. Por tanto, la mortalidad posterior a la suelta no debe haber sido especialmente elevada. Hay que tener presente que la cobertura de matorral es elevada y la densidad de suelta relativamente baja ( $\sim 0.5$  conejos liberados/ ha) en las repoblaciones del presente estudio, contribuyendo ambos factores a una mayor supervivencia (Calvete y Estrada 2004). Por otra parte, las repoblaciones estudiadas emplearon únicamente conejos jóvenes, a diferencia de las traslocaciones tradicionales, existiendo indicios de que esta clase de edad presenta una mayor supervivencia tras la suelta (Mauvy et al 1991, Ceballos et al 1997).

Otro aspecto destacable de los resultados obtenidos es la elevada variación en el porcentaje de HOD encontrados dentro de las categorías PRE96-98 y PRE96-99, debida probablemente a las diferencias en el éxito de las distintas operaciones de suelta. Esta variabilidad ha sido encontrada en otros trabajos sobre repoblaciones (Arthur 1989, Mauvy et al 1991), en los que es atribuida a las diferencias en las condiciones ambientales de cada suelta. Fuentes de variación adicionales en el presente estudio pueden encontrarse en la ejecución por distintos titulares de coto y empleando conejos de distintas granjas, y en que la forma en que se han definido las categorías permite ciertas oscilaciones en el número total de conejos soltados por zona dentro de cada una de ellas. Esta última posibilidad se ha procurado minimizar, considerando los datos disponibles sobre el historial de sueltas en la selección previa de las poblaciones y en su clasificación en categorías. El origen cautivo de los individuos empleados podría también tener influencia en esta

variación. Uno de los efectos de la cautividad es la relajación de la selección natural, lo que puede dar lugar a un aumento en la variabilidad de los caracteres de los que depende la supervivencia en libertad, y por tanto en grandes diferencias en ésta entre individuos y operaciones de suelta (McPhee 2004).

La mayor sensibilidad a la caza de los conejos repoblados recientemente, sugerida por los resultados de este estudio no había sido descrita previamente. Se ha observado un efecto similar en poblaciones repobladas de trucha común, en las que los individuos introducidos y sus híbridos con los residentes son más fácilmente capturados por los pescadores deportivos (Mezzera y Largiadèr 2001). En el caso del conejo silvestre, se ha sugerido que los métodos de captura que actúan sobre el suelo tienden a seleccionar a los individuos que pasan más tiempo fuera de las madrigueras (Smith et al 1995, Calvete et al 2005). Si bien Smith et al (1995) consideran que la caza con escopeta durante el día es uno de los métodos de captura menos sesgados, Calvete et al (2005) observan que especialmente los jóvenes y en menor medida los machos aparecen sobrerrepresentados en las muestras obtenidas mediante este método. Así pues, el diferente uso del espacio de los conejos recién repoblados podría ser una explicación al sesgo observado. Este diferente uso podría atribuirse a su edad (Calvete et al 2005), pues se emplean casi exclusivamente conejos jóvenes, a su origen cautivo (Biggins et al 1998) o a una falta de adaptación al lugar de suelta tras ésta (Mezzera y Largiadèr 2001). Una explicación alternativa podría ser una deficiencia en los mecanismos de comportamiento de defensa ante el cazador debida a la cría en cautividad, como ocurre con la depredación (Griffin et al 2000). En cualquier caso, parece claro que la mayor sensibilidad a la caza de los conejos repoblados tiene lugar casi exclusivamente en la temporada de caza inmediatamente posterior a su suelta. La marcada reducción del sesgo en la categoría PRE96-98 y su total desaparición en PRE96 sugeriría que los conejos repoblados, o bien sus descendientes, logran igualar la supervivencia a la caza de los conejos residentes.

La existencia de diferencias significativas en la proporción de HOD entre la categoría NOREPOB y la categoría PRE96 sugieren que conejos portadores de estos haplotipos permanecen en el campo a largo plazo, más de 4 años después de la última suelta. En este caso, la proporción de HOD encontrada es bastante baja. A ello podría contribuir no sólo el tiempo transcurrido, sino también el menor número de operaciones de suelta en esas poblaciones. Puesto que en el caso de la categoría PRE96 han transcurrido varias temporadas de cría entre la última suelta y el muestreo, ¿se debe esta persistencia meramente a la supervivencia de los liberados, o existe una contribución de éstos a la población en libertad mediante la



reproducción? El conejo de monte puede alcanzar longevidades superiores a los 4 años transcurridos desde la última suelta (hasta 8 años, Gibbs y Morgan Williams 1994). Por ello, es en principio posible que la persistencia a largo plazo de HOD se deba únicamente a la supervivencia de los liberados. Sin embargo, se comprueba que la proporción media de HOD en la última quincena de la categoría PRE96-99 es similar a la de la primera quincena de la categoría PRE96-98, en la cual los conejos portadores de HOD han pasado al menos una temporada de cría en el campo tras la suelta. Un reclutamiento desigual de los dos tipos de conejos haría diferir estas dos proporciones. Por tanto, este resultado podría ser interpretado como un indicio de la reproducción de los conejos repoblados. Sin embargo, esta interpretación debe ser considerada con ciertas reservas. Por una parte, una marcada diferencia en las condiciones ambientales de las sueltas en los años previos al muestreo podría dar lugar a resultados similares aun cuando la reproducción de los conejos de diferentes orígenes fuera muy distinta. Por otra, existen indicios de que el reclutamiento el año inmediatamente siguiente a una repoblación podría verse disminuido (Arthur 1989, Moreno et al 2004). En este caso, los datos obtenidos estarían indicando una escasa reproducción tanto de los conejos residentes como de los liberados.

En definitiva, considerando la literatura sobre el efecto de la cautividad (Snyder et al 1996, Griffin et al 2000, Woodworth et al 2002), parece poco probable que ésta y la hibridación con conejos domésticos no reduzca en cierta medida la viabilidad en libertad de los conejos de granja. Pese a ello, los resultados obtenidos indican que éstos sobreviven a corto plazo tras la suelta en número suficiente como para que, pese a una elevada mortalidad diferencial debida a la caza, permanezcan en el campo hasta al menos la siguiente temporada de cría, posibilitando su contribución a la población en libertad. Situaciones similares se han observado en otros lagomorfos, como la liebre europea (Mamuris et al 2001). Además, son frecuentes los casos de poblaciones de conejos domésticos asilvestrados a escala mundial (Thompson y King 1994).

### **Consecuencias potenciales de las repoblaciones con individuos de granja**

La presencia simultánea de HOD y HOS en todas las poblaciones repobladas muestreadas indica que las sueltas de conejo en el área de estudio son mayoritariamente empleadas con fines de reforzamiento poblacional y no de reintroducción a nivel local. Ello dará lugar a la coexistencia de conejos silvestres con conejos de granja, lo que unido a la permanencia a largo plazo de éstos en el

campo puede ocasionar perjuicios a las poblaciones locales (Lynch y O'Hely 2001, Theodorou y Couvet 2004). Los riesgos potenciales incluyen interferencias ecológicas, genéticas y sanitarias (Cunningham 1996, Einum y Fleming 1997, Goossens et al 2002, Metcalfe et al 2003). En el caso de las repoblaciones de conejo, se ha podido constatar su efecto negativo en la incidencia de procesos parasitarios (Haz et al 2001) y se ha sugerido su posible interferencia con la reproducción (Moreno et al 2004). En cuanto a los efectos a nivel genético, en el caso del conejo no existe actualmente ninguna información. Los efectos genéticos de las sueltas se hacen patentes a través de tres mecanismos principales (Hansen y Loeschke 1994, Ryman et al 1995): (i) el desplazamiento de la población nativa y su sustitución por la población fuente, (ii) la introgresión, que puede ocasionar la pérdida de genes adaptados a las condiciones locales o la pérdida de la capacidad de adaptación, cuando se emplea una población fuente de baja diversidad genética, o (iii) la homogeneización de la estructura genética interpoblacional por el empleo de un *pool* genético común o el movimiento entre poblaciones.

En el caso de las poblaciones estudiadas, algunos de los resultados obtenidos constituyen un indicio de que algunas alteraciones genéticas podrían tener lugar. En primer lugar, se comprueba que las poblaciones más intensamente repobladas presentan las abundancias de conejo más bajas. Resulta esperable que las zonas de menor abundancia sean elegidas para repoblar. Sin embargo, también indica que varios años seguidos de sueltas no han conseguido aumentar la abundancia a niveles similares a los de las zonas no repobladas. Una gran afluencia de conejos repoblados por las sueltas reiteradas y una baja densidad de conejos residentes contribuyen a aumentar las consecuencias de estas operaciones (Lynch y O'Hely 2001), pudiendo dar lugar incluso al desplazamiento de la población nativa si las sueltas se mantienen a largo plazo. De hecho, las muestras obtenidas de poblaciones como 3C o 4C se aproximan considerablemente a las de las granjas (Figura 2).

La reducción de la estructura entre poblaciones y de la riqueza de haplotipos es otro motivo de preocupación. Ambas son considerablemente mayores en la categoría NOREPOB, o incluso la PRE96, que en las granjas, ocupando las categorías PRE96-98 y PRE96-99 una posición intermedia. En cuanto a la posible pérdida de genes adaptados a las condiciones locales, se halla potencialmente presente. Es probable que parte de ellos hayan sido sustituidos en los conejos de granja por genes adaptados a la cautividad. Sin embargo, no existen indicios concluyentes de ello en los resultados del presente estudio, salvo que fuera ésta una de las posibles explicaciones de la mayor sensibilidad a la caza de los conejos repoblados.

La elevada mortalidad posterior a la suelta y la mayor susceptibilidad a la caza de los conejos repoblados, en la medida en la que disminuyen la persistencia en el campo de éstos, podrían estar teniendo un efecto minimizador de los efectos genéticos comentados. Así se ha demostrado de hecho en el caso de la trucha común (Mezzera y Largiadèr 2001, Borgstrom et al 2002). Pero por otra parte hay que tener en cuenta que se producen modificaciones genéticas importantes incluso con afluencias muy reducidas, cuando éstas se repiten regularmente (Lynch y O'Hely 2001, Edmands y Timmerman 2003).

Parte de los efectos descritos requieren la existencia de introgresión. La naturaleza del marcador empleado en este estudio no permite comprobar la existencia de flujo genético entre conejos repoblados y residentes. Pese a ello, parece muy poco probable la existencia de barreras reproductoras entre ambos, considerando su proximidad genética debida al sistema de apareamiento empleado en las granjas. Sin embargo, este flujo debería ser confirmado mediante marcadores diploides.

Confirmar la presencia en la práctica de los mecanismos descritos requiere estudios en mayor detalle, en especial en lo relativo a la existencia de introgresión y a una menor viabilidad de los conejos de granja con base genética. Sin embargo, su existencia potencial y los indicios disponibles son un motivo suficiente para desaconsejar la realización de repoblaciones con conejos híbridos. Especialmente, cuando existen alternativas para la obtención de individuos para las sueltas, basadas en la cría en semilibertad de conejos silvestres (Ceballos et al 1997) o en la traslocación de éstos, capturándolos en zonas de alta abundancia (Calvete et al 1997, Letty et al 2002b). El empleo de estas alternativas permitiría además disminuir o evitar los previsibles efectos de la cautividad en la supervivencia en libertad, aumentando la eficacia de las sueltas.

## REFERENCIAS

- Allendorf F. W., Leary R. F., Spruell P., y Wenburg J. K. (2001) The problems with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends in Ecology y Evolution* 16: 613-622.
- Arthur C. P. (1989) Les opérations de repeuplement hivernal en lapins de garenne. *Bulletin Mensuel Office National de la Chasse* 139: 15-28.
- Beck B. B., Rapaport L. G., Stanley Price M. R., y Wilson A. C. (1994) Reintroduction of captive-born animals. En: *Creative conservation. Interactive management of wild*

- and captive animals* (eds P. J. S. Olney, G. M. Mace, and A. T. C. Feistner) pp. 265-286. Chapman & Hall, London.
- Biggins D. E., Godbey J. L., Hanebury L. R., Luce B., Marinari P. E., Matchett M. R., y Vargas A. (1998) The effect of rearing methods on survival of reintroduced black-footed ferrets. *Journal of Wildlife Management* 62: 643-653.
- Biju-Duval C., Ennafaa H., Dennebouy N., Monnerot M., Mignotte F., Soriguer R. C., Elgaaied A., Elhili A., y Mounolou J. C. (1991) Mitochondrial-DNA evolution in lagomorphs - Origin of systematic heteroplasmy and organization of diversity in European rabbits. *Journal of Molecular Evolution* 33: 92-102.
- Blanco J. C. y Villafuerte R. (1993) Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica. ICONA. Informe inédito.
- Borgstrom R., Skaala O., y Aastveit A. H. (2002) High mortality in introduced brown trout depressed potential gene flow to a wild population. *Journal of Fish Biology* 61: 1085-1097.
- Branco M. (2000) Estrutura genética das populações de coelho europeu (*Oryctolagus cuniculus*) na Península Ibérica. Isolamento, diferenciação de duas unidades evolutivas, expansão geográfica e contacto secundário. Tesis Doctoral. Universidade do Porto.
- Branco M., Ferrand N., y Monnerot M. (2000) Phylogeography of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) on the Iberian Peninsula inferred from RFLP analysis of the cytochrome b gene. *Heredity* 85: 307-317.
- Branco M., Monnerot M., Ferrand N., y Templeton A. R. (2002) Postglacial dispersal of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) on the Iberian Peninsula reconstructed from nested glade and mismatch analyses of mitochondrial DNA genetic variation. *Evolution* 56: 792-803.
- Calvete C., Villafuerte R., Lucientes J., y Osacar J. J. (1997) Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain. *Journal of Zoology* 241: 271-277.
- Calvete C., Estrada R., Osacar J. J., Lucientes J., y Villafuerte R. (2004) Short-term negative effects of vaccination campaigns against myxomatosis and viral hemorrhagic disease (VHD) on the survival of european wild rabbits. *Journal of Wildlife Management* 68: 198-205.
- Calvete C. y Estrada R.. (2004) Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbits. Improving the release protocol. *Biological Conservation* 120: 507-516.
- Calvete C., Angulo E. y Estrada R. (2005) Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective. *Biological Conservation* 121: 623-634.
- Ceballos O., Lerános I., Urmeneta A., y Albizu C. (1997) Ensayos de repoblación con conejo de monte en Navarra. *Boletín de Información Técnica sobre Especies Cinegéticas* 4: 92-114.
- Crawley M. J. (2002) Statistical computing. An introduction to data analysis using S-Plus. John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, UK.

- Cross T. F. (2000) Genetic implications of translocation and stocking of fish species, with particular reference to Western Australia. *Aquaculture Research* 31: 83-94.
- Cunningham A. A. (1996) Disease risks of wildlife translocations. *Conservation Biology* 10: 349-353.
- Dodd C. K. y Seigel R. A. (1991) Relocation, Repatriation, and Translocation of Amphibians and Reptiles - Are They Conservation Strategies That Work? *Herpetologica* 47: 336-350.
- Edmands S. y Timmerman C. C. (2003) Modeling factors affecting the severity of outbreeding depression. *Conservation Biology* 17: 883-892.
- Einum S. y Fleming I. A. (1997) Genetic divergence and interactions in the wild among native, farmed and hybrid Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 50: 634-651.
- Ennafaa H., Monnerot M., Elgaaied A., y Mounolou J. C. (1987) Rabbit mitochondrial-DNA - Preliminary comparison between some domestic and wild animals. *Genetics Selection Evolution* 19: 279-288.
- Ferrand N. (1995) Variação genética de proteínas em populações de coelho (*Oryctolagus cuniculus*). Análise da diferenciação subespecífica, subestruturação, expansão geográfica e domesticação. Tesis Doctoral. Universidade do Porto.
- Fischer J. y Lindenmayer D. B. (2000) An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* 96: 1-11.
- Gibb J. A. y Morgan Williams J. (1994) The rabbit in New Zealand. En: *The european rabbit: the history and biology of a successful colonizer* (eds H. V. Thompson and C. M. King) pp. 158-204. Oxford University Press, Oxford.
- Gilligan D. M. y Frankham R. (2003) Dynamics of genetic adaptation to captivity. *Conservation Genetics* 4: 189-197.
- Gonçalves H., Alves P. C., y Rocha A. (2002) Seasonal variation in the reproductive activity of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*) in a Mediterranean ecosystem. *Wildlife Research* 29: 165-173.
- González P. (1998a) Ensayo de nidales de madera aglomerada para la cría de conejos de monte en jaula. *Lagomorpha* 100: 32-37.
- González P. (1998b) Consideraciones sobre la supervivencia de los gazapos de conejo de monte genéticamente puro explotado en jaula. *Lagomorpha* 95: 30-36.
- Goossens B., Funk S. M., Vidal C., Latour S., Jamart A., Ancrenaz M., Wickings E. J., Tutin C. E. G., y Bruford M. W. (2002) Measuring genetic diversity in translocation programmes: principles and application to a chimpanzee release project. *Animal Conservation* 5: 225-236.
- Griffin A. S., Blumstein D. T., y Evans C. (2000) Training captive-bred or translocated animals to avoid predators. *Conservation Biology* 14: 1317-1326.
- Griffith B., Scott J. M., Carpenter J. W., y Reed C. (1989) Translocation as a species conservation tool - Status and strategy. *Science* 245: 477-480.
- Hansen M. M. y Loeschcke V. (1994) Effects of releasing hatchery-reared brown trout to wild trout populations. En: *Conservation Genetics* (eds V. Loeschcke, J. Tomiuk, and S. K. Jain) pp. 273-289. Birkhäuser Verlag, Basel.

- Hansen M. M., Ruzzante D. E., Nielsen E. E., y Mensberg K. L. D. (2000) Microsatellite and mitochondrial DNA polymorphism reveals life-history dependent interbreeding between hatchery and wild brown trout (*Salmo trutta* L.). *Molecular Ecology* 9: 583-594.
- Haz P., Alvarez F., Freire M., Barcena F., y Sanmartin M. (2001) Effects of restocking rabbits on the helminth fauna of wild rabbit populations in the northwest Iberian Peninsula. *Acta Parasitologica* 46: 306-312.
- Hillis, D.M., Larson, A., Davis, S.K. y Zimmer, E.A., 1990. Nucleic acids III: sequencing. En: Hillis, D.M. and Moritz, C., Editors, 1990. *Molecular Systematics*, Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp. 18-370.
- Iborra O. y Lumaret J. P. (1997) Validity limits of the pellet group counts in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalia* 61: 205-218.
- IUCN (1998) IUCN guidelines for reintroductions. IUCN, Gland, Switzerland.
- Johnson M. S. (2000) Measuring and interpreting genetic structure to minimize the genetic risks of translocations. *Aquaculture Research* 31: 133-143.
- Leighton F. A. (2002) Health risk assessment of the translocation of wild animals. *Revue Scientifique et Technique de l' Office International des Epizooties* 21: 187-195.
- Letty J., Marchandeu S., y Clobert J. (1998) Étude expérimentale de différents facteurs affectant la réussite des repeuplements de lapin de garenne. *Gibier Faune Sauvage* 15: 453-464.
- Letty J., Marchandeu S., Clobert J., y Aubineau J. (2000) Improving translocation success: an experimental study of anti-stress treatment and release method for wild rabbits. *Animal Conservation* 3: 211-219.
- Letty J., Hivert J., Queney G., Aubineau J., Monnerot M., y Marchandeu S. (2002a) Assessment of genetic introgression due to a wild rabbit restocking. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 48: 33-41.
- Letty J., Marchandeu S., Reitz F., Clobert J., y Sarrazin F. (2002b) Survival and movements of translocated wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). *Game and Wildlife Science* 19: 1-23.
- Letty J., Aubineau J., Marchandeu S., y Clobert J. (2003) Effect of translocation on survival in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalian Biology* 68: 250-255.
- Lynch M. y O'Hely M. (2001) Captive breeding and the genetic fitness of natural populations. *Conservation Genetics* 2: 363-378.
- Mamuris Z., Sfougaris A. I., y Stamatis C. (2001) Genetic structure of Greek brown hare (*Lepus europaeus*) populations as revealed by mtDNA RFLP-PCR analysis: implications for conserving genetic diversity. *Biological Conservation* 101: 187-196.
- Mauvy B., Peroux R., Lartiges A., y Sidaine M. (1991) Repeuplements en lapins de garenne: résultats des essais effectués dans le nord du Massif Central. Première partie: la survie et la dispersion des animaux lâchés. *Bulletin Mensuel Office National de la Chasse* 157: 9-20.
- McCullagh P. y Nelder J. A. (1989) Generalized Linear Models. Chapman & Hall, London, UK.

- McPhee M. E. (2004) Generations in captivity increases behavioral variance: considerations for captive breeding and reintroduction programs. *Biological Conservation* 115: 71-77.
- Metcalf N. B., Valdimarsson S. K., y Morgan I. J. (2003) The relative roles of domestication, rearing environment, prior residence and body size in deciding territorial contests between hatchery and wild juvenile salmon. *Journal of Applied Ecology* 40: 535-544.
- Mezzera M. y Largiadèr C. R. (2001) Evidence for selective angling of introduced trout and their hybrids in a stocked brown trout population. *Journal of Fish Biology* 59: 287-301.
- Miller B., Ralls K., Reading R. P., Scott J. M., y Estes J. (1999) Biological and technical considerations of carnivore translocation: a review. *Animal Conservation* 2: 59-68.
- Moreno S., Villafuerte R., Cabezas S., y Lombardi L. (2004) Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. *Biological Conservation* 118:183-193.
- Negro J. J., Torres M. J., y Godoy J. A. (2001) RAPD analysis for detection and eradication of hybrid partridges (*Alectoris rufa* x *A. graeca*) in Spain. *Biological Conservation* 98: 19-24.
- Ostermann S. D., Deforge J. R., y Edge W. D. (2001) Captive breeding and reintroduction evaluation criteria: a case study of peninsular bighorn sheep. *Conservation Biology* 15: 749-760.
- Piorno V. (1997) Acción piloto de desarrollo y difusión de medidas de gestión cinegética. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia. Informe no publicado.
- Pongracz P. y Altbacker V. (2000) Ontogeny of the responses of European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) to aerial and ground predators. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie* 78: 655-665.
- Pongracz P., Altbacker V., y Fenes D. (2001) Human handling might interfere with conspecific recognition in the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Developmental Psychobiology* 39: 53-62.
- Queney G., Vachot A. M., Brun J. M., Dennebouy N., Mullsant P., y Monnerot M. (2002) Different levels of human intervention in domestic rabbits: Effects on genetic diversity. *Journal of Heredity* 93: 205-209.
- R Development Core Team (2003) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rogers P. M., Arthur C. P., y Soriguer R. C. (1994) The rabbit in continental Europe. En: *The european rabbit: the history and biology of a successful colonizer* (eds H. V. Thompson and C. M. King) pp. 22-63. Oxford University Press, Oxford.
- Ryman N., Utter F., y Hindar K. (1995) Introgression, supportive breeding and genetic conservation. En: *Population management for survival and recovery* (eds J. D. Ballou, M. Gilpin, and T. J. Foose) pp. 341-365. Columbia University Press, New York.
- Sarrazin F. y Barbault R. (1996) Reintroduction: Challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 474-478.

- Smith G. C., Pugh B., y Trout R. C. (1995) Age and sex bias in samples of wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus*, from wild populations in Southern England. *New Zealand Journal of Zoology* 22: 115-121.
- Snyder N. F. R., Derrickson S. R., Beissinger S. R., Wiley J. W., Smith T. B., Toone W. D., y Miller B. (1996) Limitations of captive breeding in endangered species recovery. *Conservation Biology* 10: 338-348.
- Theodorou K. y Couvet D. (2004) Introduction of captive breeders to the wild: Harmful or beneficial? *Conservation Genetics* 5: 1-12.
- Thompson H. V. y King C. M. (1994) The European rabbit: history and biology of a successful colonizer. Oxford University Press, Oxford.
- van der Loo W., Ferrand N., y Soriguer R. C. (1991) Estimation of gene diversity at the B-locus of the constant region of the immunoglobulin light chain in natural populations of European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in Portugal, Andalusia and on the Azorean Islands. *Genetics* 127: 789-799.
- Waples R. S., Ford M. J., y Schmitt D. (En prensa) Empirical results from salmon supplementation: a preliminary assessment. En: *Ecological and genetic implications of aquaculture activities* (eds T. M. Bert and J. L. Nielsen) Kluwer Academic Publishers, New York, USA.
- Wolf C. M., Griffith B., Reed C., y Temple S. A. (1996) Avian and mammalian translocations: Update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology* 10: 1142-1154.
- Woodworth L. M., Montgomery M. E., Briscoe D. A., y Frankham R. (2002) Rapid genetic deterioration in captive populations: Causes and conservation implications. *Conservation Genetics* 3: 277-288.



## Capítulo 4

---

# **Estacionalidad de la reproducción, tamaño de camada y supervivencia de gazapos en híbridos de conejo de monte y doméstico**

### **INTRODUCCIÓN**

La regulación temporal de la estación reproductora y la determinación del tamaño de camada son dos componentes claves de la historia vital de cualquier especie (Daan y Tinbergen 1997). La razón básica desde el punto de vista ecológico para la existencia de una temporada de cría es hacer coincidir en el tiempo la elevada demanda energética que supone la reproducción con el periodo de mayor disponibilidad de alimento. Por otra parte, el tamaño de camada está principalmente determinado, desde una perspectiva de la historia vital, por el balance existente entre el número de crías y su tamaño corporal. Generalmente, las posibilidades de

supervivencia van ligadas al tamaño de las crías, pero dado que el esfuerzo parental es limitado, el tamaño será tanto menor cuanto mayor sea el número de crías. Estos motivos de la existencia de una determinada estación reproductora y tamaño de camada, desde el punto de vista de la ecología evolutiva, constituyen lo que se ha denominado causas últimas (Bronson 1989). Puesto que una adecuada regulación de estos dos caracteres es determinante del éxito reproductor, cada especie ha desarrollado sistemas para su ajuste en respuesta a determinadas condiciones del entorno, o causas próximas (Bronson 1989).

En el conejo de monte, estos sistemas tanto en lo referente al periodo reproductor como al tamaño de camada han sido objeto de estudio. La actividad reproductora en esta especie presenta un carácter netamente estacional dependiente del fotoperiodo e influida por factores nutricionales, climáticos y sociales (Wheeler y King 1985, Bell 1986, Boyd 1986). El fotoperiodo determina la existencia de un ciclo anual de fertilidad con un máximo cuando los días presentan una duración creciente, pero sin que exista un periodo de infertilidad absoluta (Wheeler y King 1985). Para la existencia de reproducción es necesaria la disponibilidad de vegetación que permita un adecuado estado nutricional (King et al 1983, Boyd y Myhill 1987). Adicionalmente, se ha sugerido un papel estimulador de la reproducción para ciertos compuestos presentes en la vegetación en crecimiento (Boyd 1986). El efecto combinado del ciclo anual de luz y de crecimiento de la vegetación, modulados por el resto de factores, define la estación reproductora, que varía de unas zonas a otras fundamentalmente por motivos climáticos. Se observa así un máximo de actividad reproductora en primavera en la mayor parte de los climas, sesgado hacia el invierno en zonas de clima mediterráneo y hacia el verano en climas más fríos (Bell y Webb 1991, Gonçalves et al 2002).

En cuanto al tamaño de camada, el sistema de regulación es peor conocido. Se ha descrito la influencia de factores como la subespecie (Gonçalves et al 2002), el tamaño corporal (Soriguer 1981), la latitud (Rogers et al 1994), la estación anual (Trout y Smith 1998), la edad y el estado nutricional (Myers et al 1994), además de una elevada variación individual (von Holst et al 2002). En general, las hembras de la subespecie *Oryctolagus cuniculus cuniculus*, que presentan un tamaño corporal mayor y habitan en latitudes más altas, al menos en Europa, presentan números más altos de gazapos por parto con respecto a la subespecie *Oryctolagus cuniculus algerius* (Rogers et al 1994, Gonçalves et al 2002). Por lo que se refiere a la estación anual, el tamaño de camada es mayor en primavera que en el resto del año (Trout y Smith 1998, von Holst et al 2002).

La domesticación de una especie silvestre implica una serie de cambios capaces de modificar rasgos de su historia vital. Estos cambios son tanto de tipo genético, que ocurren a lo largo de varias generaciones, como cambios en el desarrollo individual, inducidos por el ambiente y que se repiten dentro de cada generación (Price 1984). Los animales en cautividad se encuentran en general en ambientes más estables y con un suministro constante de alimento, lo que suele conllevar una pérdida de respuesta a la variación de las condiciones del entorno (Price 1999). Las fuerzas evolutivas a que se veían sometidos en libertad cambian, debido a la necesidad de adaptación a un ambiente diferente, y ciertos caracteres son objeto de una selección artificial por parte del hombre, con el objeto de aumentar la productividad (Price 1998). Los caracteres reproductores se hallan entre los que experimentan un mayor cambio, debido a su alta dependencia de las condiciones ambientales y a su estrecha relación con la productividad. Las especies domésticas suelen presentar una menor estacionalidad reproductora (Setchell 1992), hecho relacionado con el ambiente más estable en que habitan y por tratarse de un rasgo proclive a ser seleccionado, pues reproducciones más prolongadas suponen una mayor producción. Algo similar sucede con el tamaño de camada, siendo común que los animales domésticos produzcan un mayor número de crías que sus parientes silvestres (Setchell 1992).

El conejo es una especie de domesticación relativamente reciente (Zeuner 1963), y los mecanismos reguladores de la reproducción son muy similares en las variedades domésticas y en las poblaciones salvajes (Myers y Poole 1962). De hecho, el conejo doméstico presenta una estacionalidad reproductora marcada, con un patrón similar a la del silvestre (Rafay 1992). Este rasgo no ha sido objeto de selección artificial en la cunicultura industrial, en la que la estación reproductora se prolonga habitualmente mediante técnicas hormonales o de iluminación artificial (Quintela et al 2001). En cualquier caso, no se conocen estudios que hayan sometido a comparación directa las estaciones reproductoras de conejos domésticos y salvajes. El caso del tamaño de camada es diferente. Este carácter, por su importancia en producción animal y por la dificultad de manipulación por otros medios, sí ha sido objeto de una intensa selección artificial (García y Baselga 2002). Los tamaños de camada en conejos domésticos prácticamente doblan a los de los salvajes (Prayaga y Eady 2002, Baselga et al 2003).

El acentuado descenso en la abundancia de las poblaciones de conejo de monte ha hecho que el interés de la cría en cautividad de la especie no se limite sólo a las variedades domésticas, sino también a los conejos silvestres, con la finalidad de llevar a cabo repoblaciones (Ver capítulo 2). La amplia experiencia y conocimientos acumulados en la cría del conejo doméstico motivaron que los

primeros intentos de reproducción de conejo de monte en cautividad se llevaron a cabo empleando las técnicas de la cunicultura industrial de cría en jaulas. Sin embargo, el conejo de monte no se reproduce con facilidad en estas condiciones (Adams 1975). Uno de los principales problemas a este respecto es la alta mortalidad de los gazapos. Las causas de esta mortalidad son variadas, pero un porcentaje elevado es atribuible a alteraciones del comportamiento maternal (traumatismos causados por la madre, canibalismo, partos fuera del nido, González 1998). En condiciones de libertad, las hembras de conejo de monte dedican al cuidado de la cría un esfuerzo inferior al de muchos otros mamíferos (Broekhuizen et al 1986, Hudson et al 1996). Este se limita a la preparación de una cámara de cría, y tras el parto, a una breve visita a ésta una vez al día para el amamantamiento durante 3 – 4 minutos. Los gazapos han desarrollado un comportamiento adaptado a estas limitadas atenciones, permaneciendo inmóviles en el nido entre visitas de la madre. Las condiciones impuestas por la cría en jaulas, manteniendo a la hembra en una jaula adyacente al nidal y con permanente acceso a él, suponen una alteración de las interacciones habituales, y se hallan relacionadas con la alta mortalidad de gazapos atribuible a la madre (Coureaud et al 2000).

Una de las soluciones comúnmente adoptadas para disminuir los problemas asociados a la cría en cautividad de conejos de monte, especialmente en el caso en que la finalidad es la repoblación cinegética, es el empleo de híbridos entre conejos de monte y domésticos (González 1998). La contribución genética de los individuos domésticos, adaptados a la cría en jaulas, y lo extendido del empleo de los cruces, hacen esperar que la hibridación dé lugar a modificaciones reproductoras que faciliten la cría en cautividad. Sin embargo, la reproducción de estos individuos híbridos no ha sido documentada hasta la fecha. Por otra parte, la práctica de la hibridación puede tener importantes repercusiones de cara a la eficacia de las repoblaciones y a la conservación de la especie. Puesto que las condiciones en cautividad y en libertad difieren considerablemente, la modificación de los mecanismos reguladores de la reproducción pueden incidir negativamente sobre el esfuerzo reproductor de los conejos liberados e incluso, si existe reproducción cruzada, sobre la población local. En el presente trabajo se analizan los registros de un centro de cría en jaula de conejos con diferentes niveles de hibridación. Se establecen como objetivos estudiar la reproducción de los conejos híbridos y el efecto del nivel de hibridación en la estacionalidad, el tamaño de camada y la supervivencia de los gazapos. Los resultados son interpretados considerando la información disponible sobre la regulación de la reproducción en la especie y los efectos sobre ella de la domesticación.

## MÉTODOS

### Características del centro de cría

Las instalaciones en las que permanecieron los individuos objeto de estudio pertenecen a un centro de cría de conejo para repoblación perteneciente a la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia. Estas instalaciones consisten en una nave de unos 8 m x 20 m, con una altura de 4 m. La mitad superior de las paredes exteriores posee en todo su perímetro una cristalera y la nave no dispone de un sistema de manipulación del ciclo de luz, por lo que los animales se hallan sometidos a un fotoperiodo natural. La nave se halla cerrada en su mayor parte, y la ventilación tiene lugar mediante un sistema de extracción de aire. Por ello, la temperatura en el interior es habitualmente más moderada que en el exterior.

Las jaulas en que se albergan los animales son las habitualmente empleadas en la cunicultura industrial. Las hembras reproductoras se mantienen en unas jaulas en batería de unos 0.50 x 0.50 x 0.40 m (largo x ancho x alto), provistas de una tolva para pienso, bebedero automático y compartimento para forraje. Desde la jaula se accede a un nidal metálico de unos 0.25 x 0.50 x 0.30 m provisto de paja. Los machos son albergados en unas jaulas de 0.75 x 0.75 x 0.40 m también dotadas de tolva, bebedero y compartimento de forraje. Estas jaulas son también empleadas para la cubrición.

### Características de los conejos empleados

El centro de cría sigue para la obtención de reproductores un sistema de cruces, habitual en este tipo de explotaciones. Debido a la dificultad de reproducir en jaulas al conejo de monte, los reproductores empleados son siempre híbridos de conejos domésticos y salvajes. La mayor parte de los problemas para la cría son planteados por el comportamiento reproductor de las hembras salvajes. Por ello, para la fundación del *stock* de reproductores se parte en primer lugar de un cruce de una hembra doméstica con un macho salvaje. Las hembras domésticas empleadas pertenecen a una variedad local utilizada en pequeñas explotaciones familiares para el autoconsumo. Se trata de animales de pequeño porte, de pelaje similar al del conejo salvaje. Los machos salvajes son individuos capturados en el campo generalmente como gazapos, y mantenidos en jaulas hasta la edad adulta. Las hembras producto de este primer cruce ( $F_1$ ) son de nuevo apareadas con machos salvajes para obtener una nueva generación de hembras ( $F_2$ ). Estas hembras  $F_2$  son

generalmente vueltas a aparear de nuevo en último cruce con macho salvaje para obtener las hembras en una tercera generación ( $F_3$ ). Para la obtención de conejos para repoblación se emplean como reproductoras las hembras  $F_2$  y  $F_3$ , y como machos individuos salvajes. La descendencia de esta  $F_2$  o  $F_3$  se ha empleado también para la reposición de reproductores. Esto se debe a la dificultad para la obtención de hembras de la variedad local, causada por el desplazamiento de éstas por razas foráneas y por la reducción en sus efectivos debido a la EHV.

### **Manejo de los animales**

Los conejos son alimentados con pienso comercial medicado con coccidiostáticos y forraje verde, fundamentalmente tojo (*Ulex* sp) obtenido en las proximidades del centro) suministrados a voluntad. El manejo sanitario consiste en la vacunación contra la mixomatosis y la EHV (primera vacunación a los 2 meses y una revacunación anual de los reproductores) y desparasitaciones periódicas.

Las hembras son cubiertas por primera vez en torno a los 10 meses de edad. Para ello son trasladadas a las jaulas de los machos, donde son mantenidas en torno a unos 3 días, o hasta que es posible comprobar visualmente la cópula. Posteriormente son trasladadas de nuevo a su jaula. Si la cubrición ha tenido éxito y se produce el parto en torno a los 30 días, los gazapos son mantenidos con la hembra hasta el destete un mes tras el parto. Tras el destete, o bien tras unos 30 días después de la cubrición si no ha habido parto, las hembras vuelven a ser llevadas a la jaula del macho. Este ciclo se repite a lo largo de toda la vida productiva de la hembra.

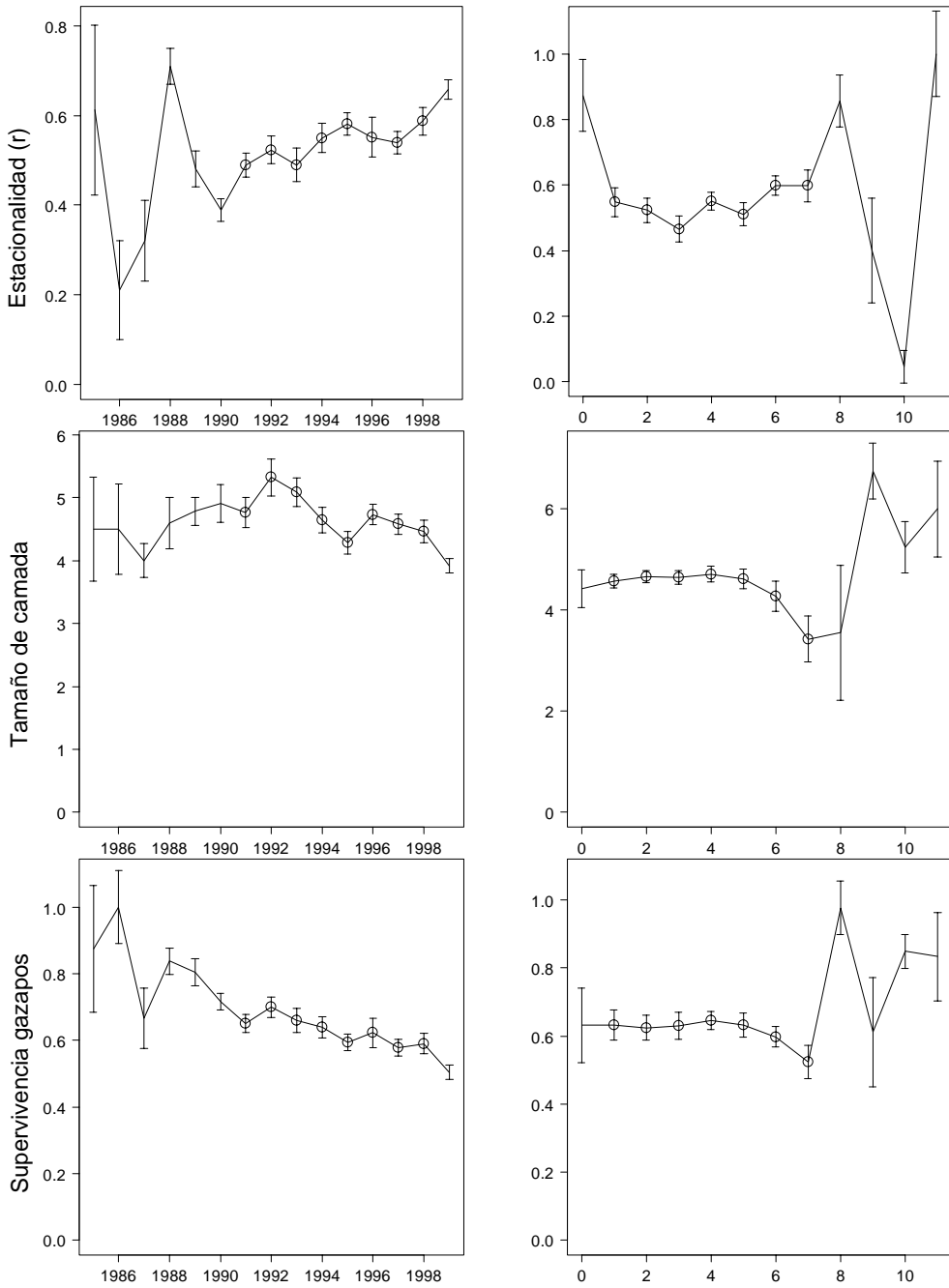
### **Análisis de los datos**

Los registros del centro de cría incluyen para cada hembra el origen de sus progenitores, de forma que su grado de hibridación puede ser fácilmente identificado. Únicamente se emplearon en los análisis datos de hembras pertenecientes a alguna de las generaciones  $F_1$ ,  $F_2$  o  $F_3$ , descartándose los cruces entre éstas. Para cada hembra se dispone en los registros de la fecha de cada uno de sus partos, el número de gazapos nacidos en ellos y el número de éstos que sobrevivieron hasta el destete. Es posible conocer también el macho que cubrió a la hembra en cada ocasión. Sin embargo este dato no fue considerado, pues el origen de todos los machos es similar, y todos ellos cubrieron a todas las hembras de forma aleatoria.

El registro de datos disponibles se extiende desde la fundación del centro en 1985 hasta 1999, fecha en que cesa su actividad. Las variables en estudio, estacionalidad de los partos (ver más abajo), tamaño de camada y supervivencia de los gazapos del parto al destete experimentaron los primeros años de funcionamiento del centro variaciones interanuales importantes (Figura 1). Hay que tener en cuenta que hasta aproximadamente 1990 no se estabilizó por completo el funcionamiento del centro. Hubo modificaciones en las instalaciones, un cambio en el cuidador y variaciones en el manejo y número de los animales albergados. El año 1999 tampoco fue un año habitual, pues ya se produjeron algunas modificaciones previas al cese de actividad. En el periodo 1991 – 1998 las variables estudiadas apenas presentaron variaciones interanuales, no existiendo en ningún caso diferencias significativas entre años (Tabla 1). Por ello, se agruparon los datos correspondientes al intervalo 1991 – 1998, y se prescindió de los datos del resto de los años.

La edad de las hembras es otra variable con un efecto potencial sobre algunos parámetros reproductores (Rödel et al 2004). En el caso de los datos de este estudio, se observa que las variables consideradas se mantienen relativamente constantes entre la edad de 1 y 7 años (Figura 1), registrando oscilaciones a partir del octavo año, y en algún caso, antes de cumplir el primer año de edad. Las importantes oscilaciones del octavo año en adelante se deben probablemente en gran parte al reducido tamaño de muestra para esas edades, debido al bajo número de hembras que se reproducen hasta esa edad. Entre el primer y séptimo año no existen diferencias significativas en las variables estudiadas (Tabla 1), por lo que al igual que en el caso anterior, se agruparon los datos correspondientes a ese intervalo de edades, prescindiéndose del resto. El tamaño muestral disponible después de este filtrado previo en función del año y la edad de la hembra se detalla en la Tabla 2.

Debido a la naturaleza cíclica de la reproducción en el conejo, se recurrió para el estudio de la estacionalidad de los partos a técnicas de estadística circular (Zar 1999). La distribución de las fechas de parto a lo largo del año se evaluó mediante el estadístico  $r$ . Este estadístico mide el grado de concentración de una distribución de frecuencias circular, tomando valores entre 0 (cuando la distribución es uniforme) y 1 (cuando todos los datos se concentran en la misma dirección). Por



**Figura 1** Variación de la estacionalidad de los partos, tamaño de camada y supervivencia de los gazapos con el año y edad de la hembra. Se representan todos los datos disponibles, señalándose con un círculo los años y edades empleadas.



**Tabla 1** Efecto del año y de la edad de la hembra sobre las variables estudiadas, según el test de Kruskal – Wallis. Únicamente se incluyen los años de 1991 a 1998 y las edades de 1 a 7 años (Ver texto).

	Año			Edad de la hembra		
	K-W $\chi^2$	g. l.	p	K-W $\chi^2$	g. l.	p
Estacionalidad (r)	8.690	7	0.276	9.211	6	0.162
Tamaño de camada	5.350	7	0.617	8.513	6	0.203
Supervivencia parto - destete	11.173	7	0.131	1.949	6	0.924

**Tabla 2** Tamaño muestral disponible después del filtrado previo por año y edad.

Grado de hibridación	Hembras	Partos
F <sub>1</sub>	10	172
F <sub>2</sub>	26	472
F <sub>3</sub>	12	161
Total	48	805

tanto, valores de  $r$  distintos de 0 (hecho que puede ser comprobado estadísticamente) indican la existencia de estacionalidad reproductora, que será tanto mayor cuanto más altos sean estos valores. A partir de las fechas de parto de cada hembra se calculó el correspondiente valor de  $r$  para cada una de ellas. La existencia de diferencias en este valor entre niveles de hibridación se comprobó mediante un test de Kruskal – Wallis. Las fechas medias de parto se estimaron mediante la media circular para cada hembra, comprobándose también la existencia de diferencias entre niveles de hibridación mediante un test de Kruskal – Wallis. Los valores medios de  $r$  y de fecha de parto para cada nivel de hibridación se calcularon teniendo en cuenta que se trataba de un análisis de segundo orden (Zar 1999).

Previamente al análisis de diferencias en el tamaño de camada entre niveles de hibridación, se comprobó la posible existencia de estacionalidad en este parámetro mediante un test de Wilcoxon. El tamaño de camada en el conejo es habitualmente más alto en los meses de primavera (von Holst et al 2002). Si esto se produce en las hembras estudiadas, y a ello se unen diferencias en la proporción de partos en primavera entre niveles de hibridación, podría estar introduciéndose un sesgo en el análisis de las diferencias en tamaño de camada. Posteriormente, las diferencias en el tamaño de camada se testaron mediante un ANOVA anidado considerando la raza como factor fijo y la hembra como factor aleatorio anidado en el anterior.

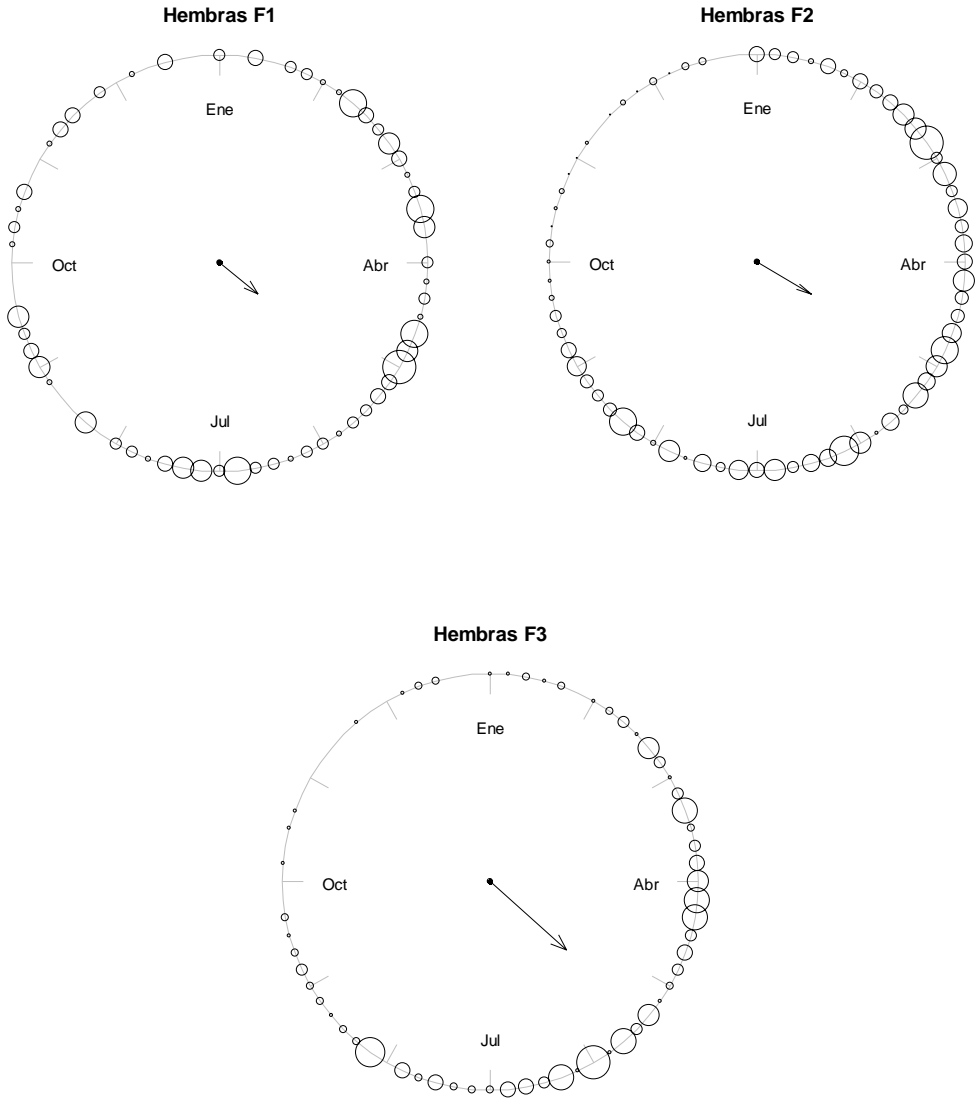
La supervivencia de los gazapos del parto al destete (en adelante supervivencia de los gazapos) se calculó como el porcentaje de gazapos nacidos vivos en cada camada que llegó a los 30 días de edad. Al igual que en el análisis anterior, para eliminar posibles fuentes de sesgo en el caso de la supervivencia de los gazapos, se evaluó la posible relación de este parámetro con la estación del año (mediante un test de Wilcoxon) y con el tamaño de camada (mediante una correlación de Spearman). Las diferencias en supervivencia entre niveles de hibridación se comprobaron también mediante un ANOVA anidado con la raza como factor fijo y la hembra como factor aleatorio anidado en el anterior. Las medias de supervivencia que se indican para cada nivel de hibridación fueron calculadas dividiendo el número total de supervivientes por el de nacidos en cada uno de los niveles.

## RESULTADOS

### Estacionalidad de los partos

La distribución de los partos a lo largo del año en las hembras consideradas en su conjunto no es homogénea ( $r = 0.33$ ,  $F_{2,46} = 70.71$   $p < 0.001$ ). Los partos tienen lugar fundamentalmente desde finales de invierno hasta verano, mientras que son muy escasos en otoño. La estacionalidad de los partos aumenta a medida que aumenta el componente salvaje en las hembras estudiadas (Figura 2). Los valores de  $r$  son: 0.236 para las hembras  $F_1$ , 0.304 para las  $F_2$  y 0.490 para las  $F_3$ . Las diferencias en estos valores de  $r$  son estadísticamente significativas (test de Kruskal Wallis,  $\chi^2 = 6.121$ , g.l. = 2,  $p = 0.046$ ). Los valores de  $r$  son significativamente distintos de 0 en los tres niveles de hibridación ( $F_1$ :  $F_{2,8} = 8.483$ ,  $p = 0.01$ ;  $F_2$ :  $F_{2,24} = 85.261$ ,  $p < 0.001$ ;  $F_3$ :  $F_{2,10} = 19.825$ ,  $p < 0.001$ ), indicando por tanto que hay en todos ellos una cierta concentración de los partos a lo largo del año. En el caso de las hembras  $F_3$  esta concentración es especialmente evidente desde mediados de febrero a mediados de agosto (Figura 2), intervalo en que se producen el 75.5 % de los partos ( $n = 155$ ). El porcentaje de partos en ese periodo para las hembras  $F_1$  y  $F_2$  es respectivamente 68.1 % ( $n = 136$ ) y 64.7 % ( $n = 457$ ).

Pese a las diferencias en dispersión, la fecha media de parto es muy similar en los tres niveles de hibridación: en torno al 8 de mayo en las hembras  $F_1$ , al 1 de mayo en las  $F_2$  y al 13 de mayo en las  $F_3$ . Esta diferencia de fechas no es estadísticamente significativa (test de Kruskal Wallis,  $\chi^2 = 1.673$ , g.l. = 2,  $p = 0.433$ ).



**Figura 2** Distribución anual de los partos. La flecha indica la dirección de la media circular y su longitud es proporcional al valor de  $r$ . El tamaño de los círculos es proporcional al número de nacimientos en una determinada fecha.

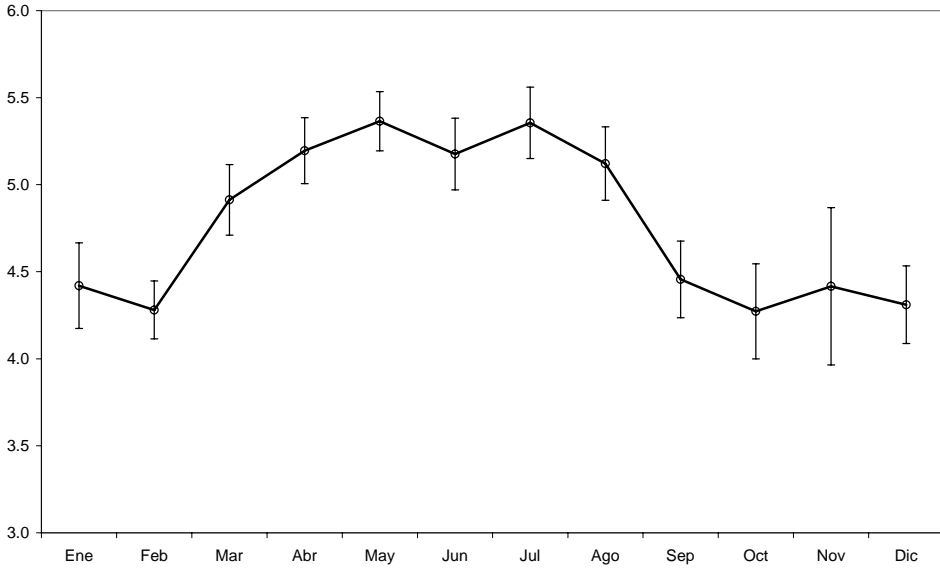
## Tamaño de camada

El tamaño de la camada en las hembras consideradas conjuntamente muestra una cierta variación a lo largo del año, alcanzando los valores más altos en primavera y verano (Figura 3). Durante el periodo que concentra la mayor parte de los nacimientos antes indicado (de mediados de febrero a mediados de agosto) el tamaño medio de camada es de 5.06 gazapos por parto (E.S. = 0.077). En el periodo restante del año es de 4.39 gazapos por parto (E.S. = 0.117). La diferencia es estadísticamente significativa (test de Wilcoxon,  $V = 38$ ,  $p < 0.001$ ). Por este motivo, para evitar el sesgo debido al menor número de partos de las hembras  $F_2$  y  $F_3$  en el periodo de menor tamaño de camada, únicamente se compararon las camadas nacidas de mediados de febrero a mediados de agosto.

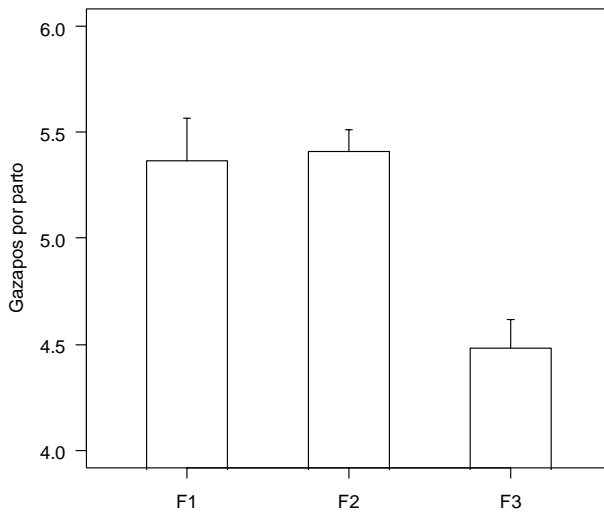
El tamaño de camada en el periodo considerado es diferente para los distintos niveles de hibridación (Figura 4). Los valores son 5.37 gazapos por parto (E.S. = 0.199) en el caso de las hembras  $F_1$ , 5.48 gazapos por parto (E.S. = 0.107) en el de las  $F_2$  y 4.48 gazapos por parto (E.S. = 0.138) en las hembras  $F_3$ . La variabilidad del carácter es muy elevada, registrándose partos de entre 1 y 9 gazapos en todos los niveles de hibridación. Un ANOVA anidado considerando el tamaño de camada como variable de respuesta y la raza (como factor fijo) y la hembra (como factor aleatorio anidado en el anterior) muestra que tanto la raza como la hembra tienen un efecto significativo (Tabla 3). De acuerdo con este modelo, el 5.9% de la varianza es atribuible al nivel de hibridación, el 19.4% a la hembra dentro de cada raza y el 74.7 % al parto dentro de cada hembra.

**Tabla 3** Efecto del grado de hibridación y de la hembra sobre el tamaño de camada.

Factor	S. C.	g. l.	C. M.	F	p
Grado de hibridación	73.042	2	36.521	3.922	0.027
Hembra	400.384	44	9.311	3.776	< 0.001
Error	1107.342	449	2.466		



**Figura 3** Variación intraanual del tamaño de camada. Los datos representados muestran de forma combinada a todas las hembras de los distintos niveles de hibridación. Las barras de error indican un error estándar.



**Figura 4** Tamaño medio de camada en los tres diferentes niveles de hibridación. Las barras de error indican un error estándar.

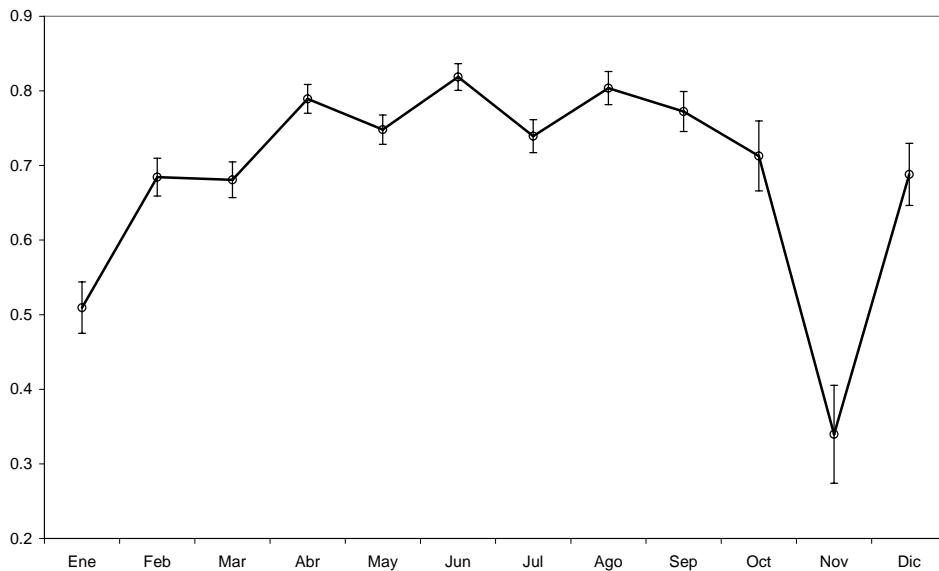
## Supervivencia de los gazapos

La supervivencia media de los gazapos fue del 73.16 % (n = 3555). Como en el caso del tamaño de la camada, esta variable exhibe una variación estacional cuando se consideran todas las hembras conjuntamente, registrándose los valores más altos en los meses de primavera y verano (Figura 5). La supervivencia para el total de los gazapos durante el periodo de mayor número de partos es del 76.40 % (n = 2496), mientras que durante el resto del año es del 65.53% (n = 1059). La diferencia entre los dos periodos en la supervivencia media de los gazapos de cada hembra es estadísticamente significativa (test de Wilcoxon,  $V = 190.5$ ,  $p < 0.001$ ). Por tanto, al igual que en el apartado anterior, únicamente se compararon las supervivencias de los gazapos nacidos de mediados de febrero a mediados de agosto. Por otra parte, también se comprobó la posible existencia de una relación entre tamaño de camada y supervivencia de los gazapos. Dado que el número de gazapos por parto es menor en las hembras  $F_3$ , esa relación podría ser otra causa de sesgo. Sin embargo, se pudo comprobar que esa relación no existía ( $\rho$  de Spearman = -0.006,  $p = 0.936$ ).

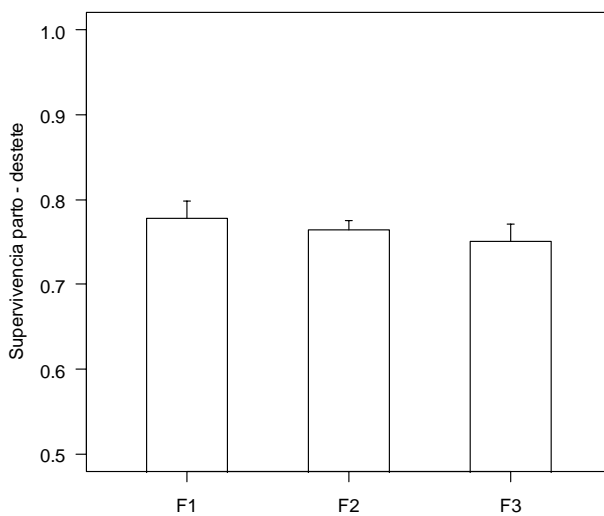
Los valores de supervivencia de los gazapos en el periodo considerado son muy similares en los tres niveles de hibridación (Figura 6). Son el 77.75 % (n = 427) en las hembras  $F_1$ , 76.44 % (n = 1583) en las  $F_2$  y 75.10 % (n = 486) en las  $F_3$ . Mediante un ANOVA anidado considerando la supervivencia de los gazapos como variable de respuesta y la raza (como factor fijo) y la hembra (como factor aleatorio anidado en el anterior) se comprueba la raza no tiene un efecto significativo, aunque sí la hembra (Tabla 4).

**Tabla 4** Efecto del grado de hibridación y de la hembra sobre la supervivencia de los gazapos del parto al destete.

Factor	S. C.	g. l.	C. M.	F	p
Grado de hibridación	0.035	2	0.017	0.040	0.961
Hembra	18.876	44	0.429	3.223	< 0.001
Error	56.967	428	0.133		



**Figura 5** Variación intraanual de la supervivencia de los gazapos. Los datos representados muestran de forma combinada a todas las hembras de los distintos niveles de hibridación. Las barras de error indican un error estándar.



**Figura 6** Supervivencia de los gazapos del parto al destete en los tres diferentes niveles de hibridación. Las barras de error indican un error estándar.

## DISCUSIÓN

### Estacionalidad de la reproducción

La existencia de estacionalidad en el ciclo reproductor del conejo de monte viene determinada por la presencia de un ciclo endógeno de fertilidad con un máximo primaveral, modulado por diversos factores ambientales (Wheeler y King 1985). El empleo de individuos en cautividad en este trabajo ha permitido limitar las consecuencias de la variabilidad ambiental estacional, proporcionando información sobre el papel del fotoperiodo en la regulación de la reproducción. El suministro constante de alimento en condiciones de cautividad ha permitido limitar las consecuencias del componente de la variabilidad ambiental más importante en el caso de las hembras: la cantidad, y sobre todo la calidad del alimento disponible (Myers y Poole 1962, Gonçalves et al 2002). Otro factor con un efecto potencial en la estacionalidad sería la presencia en el alimento de un compuesto vegetal propio de la vegetación en crecimiento, la 6-metoxibenzoxazolinona (6-MBOA) con capacidad estimuladora de la reproducción (Boyd 1986). Sin embargo, si bien los animales estudiados reciben alimento verde como parte de su dieta, esta se compone casi exclusivamente de *Ulex*, una leguminosa arbustiva, siendo la 6-MBOA propia de las monocotiledóneas (Negus y Berger 1998). Por último, la influencia de la temperatura debe considerarse moderada. Los animales se encuentran en el interior de una nave que suaviza las oscilaciones térmicas. Así pues, de los factores que regulan la reproducción en el conejo, al único al que los animales en estudio se hallan plenamente expuestos es al ciclo natural de luz. Los resultados obtenidos son coherentes con la existencia de un ciclo innato de fertilidad gobernado por el fotoperiodo. Este ciclo presenta en los individuos estudiados un máximo de febrero a agosto y un mínimo de octubre a diciembre. Se trata de un resultado muy similar al obtenido por Boyd (1986) en un estudio realizado exclusivamente con machos salvajes mantenidos en cautividad. Hay que tener en cuenta que si bien la estacionalidad se ha medido mediante la distribución de los partos, para que estos se produzcan es necesaria la presencia tanto de hembras como de machos fértiles. El ciclo registrado indica por tanto la estacionalidad de los dos sexos de forma conjunta. Por otra parte, no existe en el ciclo ningún periodo de infertilidad absoluta, registrándose partos en todos los meses del año, circunstancia también comprobada en poblaciones salvajes de conejo de monte, especialmente en climas templados (Wheeler y King 1985).



El periodo de máxima fertilidad registrado no tiene por que coincidir necesariamente con el de los individuos salvajes, puesto que las hembras estudiadas presentan un cierto componente de genes domésticos. Sin embargo, la fecha de media de parto no difiere entre niveles de hibridación y el periodo de partos va concentrándose progresivamente de febrero a agosto a medida que aumenta el componente salvaje. Esto sugiere que el ciclo observado en la granja y el de los individuos salvajes debe ser muy similar, en todo caso algo más limitado en el tiempo en los últimos. Adicionalmente, las hembras F<sub>3</sub>, en las que el ciclo es más evidente, se hallan mucho más próximas genéticamente al conejo de monte que al doméstico.

La posición y duración de la estación reproductora en las distintas poblaciones de conejo presenta una gran variabilidad geográfica (para una revisión, ver Gonçalves 1999). El periodo observado en este estudio resulta muy similar al habitualmente registrado en zonas de clima oceánico en Europa (Boyd y Myhill 1987, Bell y Webb 1991), resultando algo más tardío (en torno a unos dos meses de desfase) que el propio de las poblaciones del sur de la Península Ibérica (Gonçalves et al 2002), si bien con una duración parecida. Los datos del norte peninsular son escasos, pero en general indican una reproducción algo más tardía que en el sur (Ceballos et al 1997). Estas diferencias estarían reflejando el efecto modulador de las condiciones ambientales ya comentado. En las zonas de clima mediterráneo, la reproducción se ve estimulada por el efecto en la vegetación de las lluvias de otoño e invierno y es inhibida por la sequía al final de primavera o inicio de verano (Wheeler y King 1985, Gonçalves et al 2002). En las zonas de clima atlántico, el inicio más tardío está relacionado con el efecto del frío invernal sobre el crecimiento de la vegetación, retrasándose el final debido a las condiciones más húmedas (Boyd y Myhill 1987, Bell y Webb 1991). Parece pues que el ciclo innato determinado por el fotoperiodo observado en este estudio, se correspondería adecuadamente con la época favorable de cría en zonas de clima atlántico. Esto resulta un tanto inesperado, siendo el conejo una especie de origen mediterráneo (Branco et al 2000). Ahora bien, hay que considerar que los reproductores salvajes empleados provienen de poblaciones gallegas sujetas a clima atlántico. Pese a pertenecer al mismo grupo evolutivo que los conejos del sur peninsular, podrían diferir en su estacionalidad reproductora, pudiendo ser la observada producto de una adaptación a las condiciones locales. Diferencias en la estacionalidad reproductora de conejos de distintas procedencias mantenidos en las mismas condiciones han sido registradas previamente (Parer et al 1987).

Otro resultado destacable es la tendencia al aumento de la estacionalidad reproductora al aumentar el componente salvaje de las hembras. La estacionalidad en la reproducción es una característica bien conocida de todas las poblaciones de conejo, tanto de las salvajes (Gonçalves et al 2002) como de las domésticas (Rafay 1992), poseyendo ambas unos patrones comunes de regulación reproductora (Myers y Poole 1962). En general, la domesticación conlleva una importante modificación de los rasgos reproductores, encontrándose entre ellos una disminución de la estacionalidad (Setchell 1992). Si bien esa disminución resulta esperable en el caso del conejo, no había sido documentada previamente. Aunque no se ha realizado una comparación directa entre individuos salvajes y domésticos, la mayor concentración temporal de los partos en las hembras de mayor componente salvaje es un indicio claro de la mayor estacionalidad del conejo de monte frente al doméstico. La obtención de caracteres intermedios al cruzar individuos domésticos con salvajes es bastante habitual (Price 1999).

Las diferencias en estacionalidad entre individuos domésticos y salvajes se explican en parte por el mantenimiento en ambientes más constantes, pero también por una pérdida general de respuesta frente a los estímulos ambientales (Bronson 1989). En el caso de las hembras estudiadas, se comprueba la existencia de una respuesta diferente de los tres niveles de hibridación al ciclo natural de luz, el único factor ambiental con una variabilidad estacional significativa al que se hallan expuestas. Esto indica que la domesticación del conejo ha implicado una pérdida de la capacidad de respuesta a los cambios en el fotoperiodo como mecanismo regulador de la reproducción. Podrían haberse producido concurrentemente cambios en la respuesta a otros factores ambientales, pero éstos no pueden ser detectados en este estudio. La pérdida de la sensibilidad al fotoperiodo en relación con la estacionalidad reproductora ha sido descrita previamente en otras especies mantenidas en cautividad, bien como respuesta a la selección artificial (Desjardins et al 1986), bien como un cambio que no obedece a una selección intencionada (Nelson 1985).

### **Tamaño de camada**

El tamaño de camada en el conejo es un rasgo que registra una variación considerable debido a la influencia de diversos factores. En el presente trabajo se detectan al menos tres fuentes de variación en ese carácter: la estación del año, el nivel de hibridación y la variación individual, tanto entre hembras en una misma estación y nivel de hibridación como dentro de la misma hembra.

En relación con la estación, se registró un mayor tamaño de camada en aquellos meses que concentran un mayor número de partos. Este efecto ha sido observado anteriormente en poblaciones de conejo de monte (Boyd y Myhill 1997, Trout y Smith 1998, von Holst et al 2002). Este fenómeno se ha asociado, en poblaciones salvajes, a un mejor estado nutricional de las hembras, atribuible a la mayor disponibilidad de vegetación en primavera (Myers et al 1994). Ahora bien, considerando que las hembras del presente estudio reciben un aporte regular de alimento, la diferencia observada probablemente guarde relación con el efecto estimulador del fotoperiodo en la reproducción. A diferencia de lo observado en las poblaciones salvajes, el mayor tamaño de camada asociado a los días de duración creciente no es tan evidente en el caso del conejo doméstico (Kamwanja y Hauser 1983, Das et al 1997, Quintela et al 2001).

La alta variación a nivel individual es otro rasgo documentado en poblaciones de conejo de monte, permaneciendo su interpretación sin una explicación clara (von Holst et al 2002), especialmente en el caso de este estudio, en que la variabilidad ambiental se halla considerablemente reducida.

Las diferencias entre niveles de hibridación se hallarían relacionadas con el empleo en los cruces de conejos de distinto origen. La variación geográfica en cuanto a tamaño de camada en el conejo de monte es considerable. En general, las hembras del grupo evolutivo que se identifica con la subespecie *O. c. algirus*, al que pertenecen los individuos salvajes empleados en los cruces en este estudio, presentan tamaños de camada que oscilan entre 3 y 4 gazapos por parto (Gonçalves et al 2002). Se trata de valores muy inferiores a los de este trabajo, incluso en el caso de las hembras F<sub>3</sub>, más cercanas genéticamente a los *O. c. algirus* salvajes. Una posible explicación para un mayor tamaño de camada en animales mantenidos en cautividad es su esperable mejor estado nutricional. Este factor se relaciona con camadas mayores en mamíferos (Boutin 1990), aunque su efecto no ha podido constatararse en el caso del conejo, al menos en las variedades domésticas (Fortun-Lamothe 1998). Ahora bien, la existencia de diferencias significativas entre niveles de hibridación indica que la diferente presencia de genes domésticos es la principal responsable de las diferencias observadas en este carácter. El conejo doméstico descendería de individuos de la subespecie *O. c. cuniculus* (Queney et al 2002), que presenta tamaños de camada en un rango más variable, pero en general próximos a 5 gazapos, a veces muy superior (Rogers et al 1994). Por otra parte, el tamaño de camada es uno de los rasgos más importantes para la rentabilidad de la producción, por lo que ha sido objeto de una importante selección en los individuos domésticos (García y Baselga 2002). Se observan así tamaños de camada que rondan los 8 – 10

gazapos en las variedades industriales (Prayaga y Eady 2002, Baselga et al 2003). Las hembras domésticas empleadas en los cruces del centro de cría pertenecen a una variedad menos seleccionada para este carácter. Su tamaño de camada no se halla documentado, pero algunos criadores locales indican valores próximos a los 6 gazapos por parto. Se ha sugerido también un efecto del tamaño corporal como explicación al mayor tamaño de camada en la subespecie *O. c. cuniculus*, que presenta un mayor peso (Soriguer 1981). En el caso de los individuos híbridos este efecto podría estar presente pues su tamaño corporal es intermedio entre el de los conejos domésticos y el de la subespecie *O. c. algirus* (Piorno 2001). De cualquier manera, el tamaño de camada (y el tamaño corporal, en caso de que se halle implicado) es un carácter de tipo cuantitativo, controlado por un alto número de genes (Falconer 1981). Resulta por tanto esperable que los valores registrados de este rasgo representen un valor intermedio entre el tamaño de camada de *O. c. algirus* y la variedad doméstica local.

### **Supervivencia de los gazapos.**

La supervivencia de los gazapos observada en este estudio se halla por encima de los valores documentados en experiencias de cría de conejo de monte en jaulas: 65.5 % en *O. c. algirus* (González 1998), 61.1 % en *O. c. cuniculus* (Parer et al 1987). En el conejo doméstico la supervivencia de los gazapos suele ser muy superior, rondando el 90% (Coureaud et al 2000). En el conejo de monte en libertad, las supervivencias neonatales son muy reducidas (Boyd y Myhill 1997, von Holst et al 2002), pero en este caso las cifras son difícilmente comparables pues las circunstancias en que se produce la mortalidad son muy diferentes. Podría parecer que, como en el caso de los rasgos reproductores anteriores, los valores registrados para la supervivencia son un promedio de los de individuos salvajes y domésticos. Sin embargo, ello se halla en contradicción con el hecho de que el nivel de hibridación no tenga un efecto significativo sobre esta variable, a diferencia de lo que sucede con la estacionalidad y el tamaño de camada.

Una cuestión a tener en cuenta al comparar los valores de las experiencias de cría en jaula de conejos silvestres referidos anteriormente es que en ellas se emplearon individuos capturados en el campo y no nacidos en jaula, como en el caso de las hembras de este estudio. El estrés producido en aquellos individuos por el cambio de la cautividad a la libertad podría haber acrecentado las diferencias con respecto a este trabajo. Con respecto a los conejos domésticos, por otra parte, sí que se registra una diferencia marcada. Esta se manifiesta no sólo en la magnitud de la mortalidad, si no en sus causas. En el conejo doméstico, la mayor parte de las bajas se producen

por procesos infecciosos o alimento insuficiente (Coureaud et al 2000), mientras que en el conejo de monte en cautividad son muy frecuentes las bajas por causas relacionadas con la agresividad o la competencia maternal (traumatismos causados por la madre, canibalismo, partos fuera del nido, González 1998), aunque esto no es siempre así (Parer et al 1987). Si bien no existe un registro sistemático de las causas de muerte de los gazapos en el presente trabajo, el patrón de mortalidad se aproxima mucho al comentado para el conejo de monte.

El conejo de monte no se adapta con facilidad a la cría en cautividad, manifestándose esta falta de adaptación, entre otros aspectos, en una elevada mortalidad neonatal (Parer et al 1987, González 1998). De los resultados de este trabajo se desprende que el alto número de bajas relacionadas con el comportamiento maternal no se limita únicamente a los animales nacidos en libertad y capturados. De hecho, se manifiesta también en los descendientes de los cruces con individuos domésticos. Sin embargo, dado que por un lado no se aprecia que el componente salvaje de estos cruces influya en la supervivencia y por otro se registra una alta variabilidad entre hembras en esta variable, el mecanismo de transmisión debe de ir más allá que el de un simple carácter cuantitativo y precisa de mayor aclaración.

### **Implicaciones de manejo**

Los resultados de este trabajo demuestran que la hibridación practicada con frecuencia en las granjas cinegéticas de conejo tiene la capacidad de modificar ciertos caracteres reproductores con importantes repercusiones en la historia vital de los individuos de esta especie. Un periodo reproductor más extendido que el de los conejos salvajes puede implicar la reproducción en un momento poco favorable, con una proporción de fracasos y un coste elevado para las hembras, y por tanto una disminución global de su éxito reproductor. Una situación de esta naturaleza se produjo durante las introducciones de íbices en los Montes Tatra, en la República Eslovaca (Greig 1979). Tras su extinción en la zona, se llevaron a cabo con éxito reintroducciones con individuos procedentes de Austria. Más adelante, sin embargo, se reintrodujeron íbices procedentes de Turquía y el Sinaí. Estos presentaban una reproducción más temprana y tanto ellos como sus híbridos con los íbices locales parían en febrero, el mes más frío en la zona. A raíz de ello, toda la población se extinguió.

El aumento del tamaño de camada debido a la hibridación puede tener consecuencias similares. En el conejo de monte, el tamaño de camada se halla

inversamente relacionado con el peso de los gazapos al nacer (von Holst et al 2002). Existen también indicios de que un peso de los gazapos menor al correspondiente al de una camada de tamaño medio podría conducir a una menor supervivencia (Cowan y Haigh 2004). Adicionalmente, los resultados de este estudio indican que los caracteres reproductores objeto de modificación mediante la hibridación son transmisibles a la descendencia, con lo que los efectos negativos no se limitarían a los conejos así producidos, sino que se extenderían a sus descendientes tras una repoblación, pudiendo por tanto afectar a la población local. Estos riesgos, junto con los apuntados en el capítulo precedente, desaconsejan por completo la producción de conejos híbridos para repoblación, que debería ser sustituida por métodos alternativos, como capturas de conejos salvajes en zonas cercanas o la cría de éstos en semilibertad.

## REFERENCIAS

- Adams C. E. (1975) Stimulation of Reproduction in Captivity of Wild Rabbit, *Oryctolagus-Cuniculus*. *Journal of Reproduction and Fertility* 43: 97-102.
- Baselga M., Garcia M., Sanchez J. P., Vicente J. S., y Lavara R. (2003) Analysis of reproductive traits in crosses among maternal lines of rabbits. *Animal Research* 52: 473-479.
- Bell D. J. (1986) Social effects on physiology in the European rabbit. *Mammal Review* 16: 131-137.
- Bell D. J. y Webb N. J. (1991) Effects of climate on reproduction in the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Journal of Zoology, London* 224: 639-648.
- Boutin S. (1990) Food Supplementation Experiments with Terrestrial Vertebrates - Patterns, Problems, and the Future. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie* 68: 203-220.
- Boyd I. L. (1986) Effect of daylength on the breeding season in male rabbits. *Mammal Review* 16: 125-130.
- Boyd I. L. y Myhill D. G. (1987) Seasonal changes in condition, reproduction and fecundity in the wild European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Journal of Zoology, London* 212: 223-233.
- Branco M., Ferrand N., y Monnerot M. (2000) Phylogeography of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) on the Iberian Peninsula inferred from RFLP analysis of the cytochrome b gene. *Heredity* 85: 307-317.
- Broekhuizen S., Bouman E., y Went W. (1986) Variation in timing of nursing in the Brown hare (*Lepus europaeus*) and the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammal Review* 16: 139-144.

- Bronson F. H. (1989) Mammalian reproductive biology, 1 edn. The University of Chicago Press, Chicago.
- Ceballos O., Leránz I., Urmeneta A., y Albizu C. (1997) Estudio del ciclo biológico del conejo de monte en Navarra. *Boletín de Información Técnica sobre Especies Cinegéticas* 4: xx.
- Coureaud G., Schaal B., Coudert P., Hudson R., y Orgeur P. (2000) Mimicking natural nursing conditions promotes early pup survival in domestic rabbits. *Ethology* 106: 207-225.
- Cowan y Haigh (2004) Reproductive success and optimal litter size in the European wild rabbit. 2nd World Lagomorph Conference. Vairão, Portugal, Julio 2004.
- Daan S. y Tinbergen J. M. (1997) Adaptation of life histories. En: *Behavioral Ecology* (eds J. R. Krebs and N. B. Davies) pp. 311-333. Blackwell, Boston, USA.
- Das S., Ray S. K., Pyne A. K., y Gupta R. D. (1997) Influence of genetic group and season of conception on some reproductive and productive traits of rabbit in West Bengal. *Indian Veterinary Journal* 74: 226-229.
- Desjardins C., Bronson F. H., y Blank J. (1986) Genetic selection for reproductive photoresponsiveness in deer mice. *Nature* 322: 172-173.
- Falconer D. S. (1981) Introduction to quantitative genetics. Longman, New York.
- Fortun-Lamothe L. (1998) Effects of pre-mating energy intake on reproductive performance of rabbit does. *Animal Science, Pencaitland* 66: 263-269.
- García M. L. y Baselga A. (2002) Estimation of genetic response to selection in litter size of rabbits using a cryopreserved control population. *Livestock Production Science* 74: 45-53.
- Gonçalves H., Alves P. C., y Rocha A. (2002) Seasonal variation in the reproductive activity of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*) in a Mediterranean ecosystem. *Wildlife Research* 29: 165-173.
- Gonçalves M. H. (1999) Variação sazonal da actividade reprodutiva de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) numa população de um ecossistema mediterrânico. Tesis de Licenciatura. Faculdade de Ciências, Universidade do Porto.
- González P. (1997) Tamaño de la camada en el conejo de monte genéticamente puro criado en jaula. *Cunicultura* 129: 265-268.
- González P. (1998) Consideraciones sobre la supervivencia de los gazapos de conejo de monte genéticamente puro explotado en jaula. *Lagomorpha* 95: 30-36.
- Greig J. C. (1979) Principles of genetic conservation in relation to wildlife management in South Africa. *South Africa Wildlife Research* 9: 57-78.
- Hudson R., Bilko A., y Altbacker V. (1996) Nursing, weaning and the development of independent feeding in the rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Zeitschrift für Säugetierkunde-International Journal of Mammalian Biology* 61: 39-48.
- Kamwanja L. A. y Hauser E. R. (1983) The influence of photoperiod on the onset of puberty in the female rabbit. *Journal of Animal Science* 56: 1370-1375.

- King D. R., Wheeler S. H., y Schmidt G. L. (1983) Population fluctuations and reproduction of rabbits in a pastoral area on the coast north of Carnarvon, W.A. *Australian Wildlife Research* 10: 97-104.
- Myers K. y Poole W. E. (1962) A study of the biology of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.) in confined populations III. Reproduction. *Australian Journal of Zoology* 10: 225-267.
- Myers K., Parer I., Wood D. H., y Cooke B. D. (1994) The rabbit in Australia. En: *The european rabbit: the history and biology of a successful colonizer* (eds H. V. Thompson and C. M. King) pp. 108-157. Oxford University Press, Oxford.
- Negus N. C. y Berger P. J. (1998) Reproductive strategies of *Dicrostonyx groenlandicus* and *Lemmus sibiricus* in high-arctic tundra. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie* 76: 391-400.
- Nelson R. J. (1985) Photoperiodic Regulation of Reproductive Development in Male Prairie Voles - Influence of Laboratory Breeding. *Biology of Reproduction* 33: 418-422.
- Nowak R., Porter R. H., Lévy F., Orgeur P., y Schaal B. (2000) Role of mother-young interactions in the survival of offsprings in domestic mammals. *Reviews of Reproduction* 5: 153-163.
- Parer I., Sobey W. R., y Conolly D. (1987) Reproduction of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) under varying degrees of confinement. *CSIRO Division of Wildlife and Rangelands Research Technical Paper* 36: 1-12.
- Piorno (2001) ¿Es posible diferenciar por su tamaño a los conejos de monte de sus híbridos con conejo doméstico? Congreso Internacional sobre el conejo de Monte como Recurso Cinegético y Ecológico. Cáceres, noviembre 2001.
- Prayaga K. C. y Eady S. J. (2002) Performance of purebred and crossbred rabbits in Australia: doe reproductive and pre-weaning litter traits. *Australian Journal of Agricultural Research* 53: 993-1001.
- Price E. O. (1984) Behavioral-Aspects of Animal Domestication. *Quarterly Review of Biology* 59: 1-32.
- Price E. O. (1998) Behavioral genetics and the process of animal domestication. En: *Genetics and the behavior of domestic animals* (ed T. Grandin) pp. 31-65. Academic Press, San Diego, USA.
- Price E. O. (1999) Behavioral development in animals undergoing domestication. *Applied Animal Behaviour Science* 65: 245-271.
- Queney G., Vachot A. M., Brun J. M., Dennebouy N., Mullsant P., y Monnerot M. (2002) Different levels of human intervention in domestic rabbits: Effects on genetic diversity. *Journal of Heredity* 93: 205-209.
- Quintela L., Pena A., Barrio M., Vega M. D., Diaz R., Maseda F., y Garcia P. (2001) Reproductive performance of multiparous rabbit lactating does: effect of lighting programs and PMSG use. *Reproduction Nutrition Development* 41: 247-257.
- Rafay J. (1992) Influence of photoperiodic intervals on biochemical and reproduction traits in broiler rabbit populations. *Journal of Applied Rabbit Research* 15: 495-498.



- Rodel H. G., Bora A., Kaiser J., Kaetzke P., Khaschei M., y von Holst D. (2004) Density-dependent reproduction in the European rabbit: a consequence of individual response and age-dependent reproductive performance. *Oikos* 104: 529-539.
- Rogers P. M., Arthur C. P., y Soriguer R. C. (1994) The rabbit in continental Europe. En: *The european rabbit: the history and biology of a successful colonizer* (eds H. V. Thompson and C. M. King) pp. 22-63. Oxford University Press, Oxford.
- Setchell B. P. (1992) Domestication and Reproduction. *Animal Reproduction Science* 28: 195-202.
- Soriguer R. C. (1981) Biología y dinámica de una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus* L.) en Andalucía Occidental. *Doñana Acta Vertebrata* 8: 1-379.
- Trout R. C. y Smith G. C. (1998) Long-term study of litter size in relation to population density in rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in Lincolnshire, England. *Journal of Zoology* 246: 347-350.
- von Holst D., Hutzelmeyer H., Kaetzke P., Khaschei M., Rodel H. G., y Schrutka H. (2002) Social rank, fecundity and lifetime reproductive success in wild European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 51: 245-254.
- Wheeler S. H. y King D. R. (1985) The European Rabbit in South-western Australia II. Reproduction. *Australian Wildlife Research* 12: 197-212.
- Zar J. H. (1999) Biostatistical analysis. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Zeuner F. E. (1963) A History of Domesticated Animals. Harper & Row, New York.



# Epílogo

---

## **El conejo de monte como ejemplo de las relaciones entre caza y conservación**

La relación entre caza y conservación es un tema controvertido, que potencialmente incluye interacciones de naturaleza negativa y positiva. Entre las primeras se encuentran los efectos derivados de la sobreexplotación de la población objeto de caza y otros efectos perjudiciales sobre el ecosistema que acoge a esa población (alteraciones en el hábitat, control de predadores, alteración de la cadena trófica). Entre las segundas, fundamentalmente la valorización de la población explotada y su hábitat, que proporcionaría un incentivo para la conservación frente a usos alternativos de carácter destructivo. Al menos en teoría, es también posible una relación de carácter neutro entre caza y conservación, en la cual mediante la regulación adecuada se consiga una explotación sin perjuicios y de la que tampoco se esperen consecuencias negativas. Abordar el problema es en sí difícil, pues a la complejidad de los sistemas biológicos implicados se suma la de las interacciones socioeconómicas, y a veces juicios de valor personales. Es probable por tanto que coexistan interacciones de distinta naturaleza, con efectos diferentes en distintas situaciones. Los resultados de esta tesis constituyen un ejemplo de una de estas situaciones y permiten extraer algunas conclusiones al respecto.

Uno de los aspectos puestos de manifiesto es que el conejo de monte es una de las especies cinegéticas más importantes en España, en lo que se refiere a piezas cazadas, número de cazadores y extensión en que se caza. Sin embargo, su caza apenas es objeto de comercialización, a diferencia de la de otras especies, como la perdiz, el ciervo o el jabalí, entre otras (Ballesteros 1998). Este contraste entre importancia cinegética y económica es de por sí un resultado significativo en relación a la posible contribución de la caza de la especie a la conservación. Si bien no se dispone de información directa sobre si la caza del conejo sirve de incentivo para la conservación de hábitats de interés, parece difícil que así sea, pues al carecer ésta de valor económico, difícilmente podrá competir con usos alternativos potencialmente destructivos, como son la agricultura intensiva o las plantaciones forestales (Boag 1987).

En el capítulo sobre variación de la abundancia uno de los resultados más claros es el marcado descenso en las poblaciones de la especie a causa de la Enfermedad Hemorrágica Vírica. Pero otro resultado casi igual de relevante desde el punto de vista de la conservación, y que se pone de manifiesto de forma indirecta, es que para comprobar ese descenso fue necesario recurrir a datos que presentan importantes carencias para una monitorización eficaz, y que necesitaron ser validados previamente. A pesar de la existencia de precedentes clarísimos de oscilaciones de la abundancia de la especie y a su importancia cinegética y de conservación, no existe aun un sistema de seguimiento poblacional de la especie a escala amplia que permita tomar decisiones fundadas sobre su gestión.

También se ha podido comprobar que, pese a la citada importancia y disminución en la abundancia, sigue siendo objeto de una presión de caza y una gestión por parte de los cazadores que no ha experimentado grandes cambios. El esfuerzo de caza desde la aparición de la EHV se ha reducido muy poco en relación al descenso experimentado por la especie, y en parte de forma pasiva, por un abandono de la actividad cinegética de muchos cazadores. La adopción de medidas de incremento de la abundancia por parte de los cazadores es, desde el punto de vista cuantitativo escasa. Desde el punto de vista cualitativo, predominan los métodos de carácter más tradicional, incorporándose escasamente los avances en el conocimiento científico de la especie a la gestión cinegética.

Todo esto indica que la importancia cinegética no supone necesariamente un fuerte estímulo para la conservación de una especie y sus hábitats en todos los casos. Al menos, no es así en el caso del conejo de monte. Identificar qué factores podrían estar condicionando la capacidad incentivadora de la caza requerirá un estudio en

más detalle, que debería incluir aspectos como su papel de especie plaga, su escasa relevancia en la explotación comercial de la caza, su alta abundancia en el pasado, o la influencia de la gestión de otras especies que son cazadas en la misma época y terrenos (fundamentalmente la perdiz roja).

Por otra parte, se ha podido comprobar que las repoblaciones con conejos criados en jaula son una medida muy extendida. Aunque predominan en la mitad norte, en las zonas más alejadas de las áreas de alta abundancia, se llevan a cabo con mayor o menor intensidad en toda España. Mediante el muestreo genético realizado se ha confirmado que, al menos en Galicia, las granjas de cría en jaula producen híbridos de conejo de monte y doméstico. También se ha comprobado que cuando estas repoblaciones son ampliamente utilizadas, se encuentran conejos híbridos en numerosas zonas y que éstos persisten en el campo por bastante tiempo. Se ha visto que la hibridación altera parámetros reproductores relacionados con la historia vital, como la estacionalidad reproductora y el tamaño de camada, y que estas alteraciones se pueden transmitir a la descendencia. Estos resultados, que se suman a la evidencia existente sobre riesgos genéticos y sanitarios de las repoblaciones (Cunningham 1996, Goossens et al 2002), ponen de manifiesto que las repoblaciones con híbridos representan un peligro potencial para las poblaciones de conejo autóctono. Esta situación evidencia otra posible dimensión de las relaciones entre caza y conservación: el estímulo de medidas de gestión que pueden poner en peligro a la población objeto de explotación, aun cuando son ejecutadas con la intención de aumentar su abundancia, situación de la que existen evidencias previas en el mundo de la caza y la pesca recreativas (Einum y Fleming 1997, Mamuris et al 2001).

En definitiva, parece quedar bien patente el carácter controvertido de las interacciones entre la actividad cinegética y la conservación de la naturaleza. No cabe duda de que la caza entraña riesgos claros, que pueden concretarse o no, para cualquier población y ecosistema. Pero por otra parte cuando una especie es tan valorada, como sucede en el caso del conejo de monte, ello supone una oportunidad clara de movilizar recursos para su protección y la de sus hábitats, algo especialmente importante en un sector tan escaso de ellos como es la conservación. Ahora bien, algo a que esta tesis contribuye a dejar claro es que la mera existencia potencial de este beneficio no garantiza en absoluto que se concrete en la práctica. Por todo ello, la caza debería ser una actividad sometida a un mayor control por parte de la Administración, pero que también debería recibir un apoyo mayor. Con un adecuado control deberían reducirse los riesgos de la sobreexplotación o de otras medidas de gestión cuando son mal planteadas, como sucede en ocasiones con las

re poblaciones o el control de predadores. Con un adecuado apoyo, centrado preferentemente en orientar adecuadamente la gestión, coseguiría hacerse efectivo el incentivo que la caza implica para la conservación de una especie.

Por lo que se refiere al caso concreto del conejo de monte, esta tesis pone de manifiesto algunas carencias que necesitarían una urgente subsanación. En lo que concierne a la regulación de la caza, está claro que se necesita un sistema de monitorización eficaz de sus poblaciones que cubra una escala espacial y temporal amplia. También parece evidente que tanto los conocimientos sobre la respuesta de la especie a la explotación como los mecanismos de adaptación de la extracción a las variaciones en la abundancia deben ser mejorados. Otro aspecto prioritario sería el ejercer una vigilancia adecuada sobre algunas medidas de gestión que en algunos casos tienen consecuencias negativas, como el control de predadores o las repoblaciones. Por lo que se refiere a éstas últimas, existe hoy en día mucha información sobre la metodología más adecuada para llevarlas a cabo con eficacia (Calvete y Estrada 2004). Pero, más importante aun, los conocimientos actuales sobre la estructura genética de la especie deberían llevar al abandono de las repoblaciones con conejos híbridos y a definir áreas concretas dentro de las que efectuar traslocaciones, evitando los desplazamientos entre ellas. Con este tipo de medidas podría conseguirse al menos que la caza del conejo tuviese un efecto neutro sobre sus poblaciones.

Sin embargo sería deseable ir más allá. Una de las cuestiones más relevantes en relación al conejo en el ámbito de la conservación es la dependencia que de él tienen como presa varias especies amenazadas. Para contribuir a la conservación de estas especies mediante la recuperación del conejo es necesario actuar sobre grandes superficies y ello tiene un coste muy elevado. Teniendo en cuenta lo escaso de los recursos para la protección de la fauna amenazada, ésta podría ser la principal contribución de la caza del conejo a la conservación. Los cotos donde se caza la especie se extienden por casi toda España. La aplicación generalizada en ellos de medidas de gestión eficaces que consiguiesen aumentar la abundancia de conejo, costeadas por los cazadores tendrían un resultado beneficioso para ellos y para las especies que dependen del conejo. Ello requeriría, además de los cambios antes comentados, un cambio importante en la gestión realizada en los cotos, incorporando las medidas desarrolladas en el campo de la investigación, para lo que sería preciso un apoyo y orientación por parte de la Administración.

## REFERENCIAS

- Ballesteros, F. (1998) Las especies de caza en España: biología, ecología y conservación. Estudio y gestión del medio. Colección técnica. Oviedo. 316 pp.
- Boag, B. (1987) Reduction in numbers of the Wild Rabbit (*Oryctolagus-Cuniculus*) due to changes in agricultural practices and land-use. *Crop Protection* 6, 347-351.
- Calvete C. y Estrada R. (2004) Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbits. Improving the release protocol. *Biological Conservation* 120: 507-516.
- Cunningham, A.A. (1996) Disease risks of wildlife translocations. *Conservation Biology* 10, 349-353.
- Goossens B., Funk S. M., Vidal C., Latour S., Jamart A., Ancrenaz M., Wickings E. J., Tutin C. E. G., y Bruford M. W. (2002) Measuring genetic diversity in translocation programmes: principles and application to a chimpanzee release project. *Animal Conservation* 5: 225-236.
- Einum S. y Fleming I. A. (1997) Genetic divergence and interactions in the wild among native, farmed and hybrid Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 50: 634-651.
- Mamuris Z., Sfougaris A. I., y Stamatis C. (2001) Genetic structure of Greek brown hare (*Lepus europaeus*) populations as revealed by mtDNA RFLP-PCR analysis: implications for conserving genetic diversity. *Biological Conservation* 101: 187-196.





# Conclusiones

---

- 1.- Los datos de capturas de conejo por provincia recopilados anualmente por el Ministerio de Agricultura pueden ser empleados para conocer la tendencia de las poblaciones de conejo de monte en España.
- 2.- El conejo de monte experimentó en España a partir de 1988, según la evolución de las CPUE, un marcado descenso en su abundancia, que tuvo una duración de cinco años. A partir de entonces la situación ha mejorado, apreciándose incluso indicios de una cierta recuperación.
- 3.- La evolución de las CPUE en España desde la aparición de la EHV no ha sido homogénea desde el punto de vista espacial.
- 4.- La situación de las poblaciones de conejo de monte y su importancia ecológica y cinegética hace necesario un sistema eficaz de monitorización de su abundancia.
- 5.- El conejo de monte es una de las especies cinegéticas más importantes en España

- 6.- El actual sistema de regulación de la extracción cinegética del conejo de monte en España presenta importantes limitaciones.
- 7.- La frecuencia de aplicación de medidas de incremento de la abundancia de conejo de monte no se corresponde con la importancia cinegética de la especie.
- 8.- Las traslocaciones de conejos de zonas distantes y las liberaciones de conejos criados en cautividad son un manejo relativamente frecuente.
- 9.- Las granjas cinegéticas de conejo y las poblaciones silvestres de esta especie nunca repobladas presentan en Galicia una composición de haplotipos muy diferente, que permite el empleo de estos marcadores para el estudio del resultado de las repoblaciones
- 10.- Los conejos procedentes de granjas cinegéticas empleados en las repoblaciones sobreviven a corto plazo tras la suelta en número suficiente como para que, pese a su mayor mortalidad debida a la caza, permanezcan en el campo hasta al menos la siguiente temporada de cría, posibilitando su contribución a la población en libertad.
- 11.- Las repoblaciones con conejos procedentes de la cría en jaulas suponen un riesgo potencial para la conservación del conejo de monte
- 12.- Los híbridos de conejo de monte y domésticos empleados en las granjas cinegéticas muestran una estacionalidad reproductora gobernada por el fotoperiodo. Esta estacionalidad es más acentuada cuanto mayor es el componente salvaje.
- 13.- El tamaño de camada de las hembras híbridas de conejo de monte y domésticos empleadas en las granjas cinegéticas varía con la estación del año, el grado de hibridación y de forma considerable a nivel individual.

- 14.- En las camadas de hembras híbridas de conejo de monte y domésticos se observa una mortalidad neonatal muy superior a la documentada para el conejo doméstico, que sin embargo no guarda relación con el nivel de hibridación.
- 15.- La modificación de los rasgos reproductores producida por la hibridación de conejos domésticos y de monte para su empleo en las granjas cinegéticas supone un riesgo para la conservación de las poblaciones salvajes.