

DISCUSIÓN GENERAL

DISCUSION

Las poblaciones de conejo en Andalucía: el comienzo de una síntesis

La presente Tesis contiene cuatro capítulos que mediante diferentes aproximaciones analizan algunos de los factores que afectan o limitan la distribución y abundancia de las poblaciones de conejo en Andalucía. Para responder al objetivo de esta tesis, en esta discusión general, se pretende dar una visión integradora de lo expuesto por separado en cada uno de los capítulos, identificar los principales resultados obtenidos y sintetizarlos con la literatura científica disponible.

Autocrítica a la metodología utilizada

Dado que esta Tesis pretende analizar los efectos de determinados factores sobre las abundancias y la distribución del conejo, debería examinar la existencia de relaciones de causalidad. Sin embargo, tales relaciones son difíciles de analizar en las poblaciones silvestres, puesto que usualmente se requiere de experimentación y, generalmente, de una serie larga de años para poder cuantificar a largo plazo los efectos de los diferentes factores. Ello no ha sido posible por una limitación de tiempo y de medios adecuados y hemos debido conformarnos con realizar una aproximación para establecer relaciones entre los factores estudiados y el conejo. En esta Tesis, se han utilizado dos herramientas para explorar de manera indirecta estas relaciones de causalidad: modelos lineales generalizados y modelos matemáticos de simulación.

En el Capítulo 1, se utilizan los modelos lineales generalizados para modelizar la abundancia y presencia de conejo en relación a factores tanto de hábitat como históricos. Estos modelos, basados en datos observacionales, describen los patrones de relación entre las especies y el entorno. Tienen como desventaja que son específicos de un determinado momento, lugar y condiciones ambientales, y por esta razón no debe asumirse que tengan un alto poder predictivo. Sin embargo, son muy interesantes para obtener información sobre las condiciones actuales que determinan la presencia o abundancia de una determinada especie en unas determinadas condiciones, y también como método para establecer hipótesis sobre los posibles efectos que pueden afectar el futuro de la especie (Morrison et al. 1998; Seoane y Bustamante 2001).

En el Capítulo 3, para analizar los efectos de la caza se ha utilizado un modelo matemático de simulación de la dinámica poblacional. Al ser un método indirecto, está sujeto a una serie de asunciones, además de las propias del modelo. Este modelo matemático utiliza

como base los parámetros demográficos de una población de conejos andaluza. Sin embargo, no hay que olvidar que un modelo es siempre un abstracción del sistema real de estudio que nos permite enfocar más claramente un aspecto del mismo (Johnson 1996). Por tanto, aunque los resultados del modelo indiquen diferencias entre los escenarios modelados, la medición precisa de tales diferencias debería ser analizada más profundamente con estudios experimentales. El ajuste de la presión de caza o de las temporadas de caza resultantes del modelo, debe ser flexible a las posibles fluctuaciones de la población por factores no controlados. En este sentido, uno de los principios básicos de la explotación cinegética induce al gestor a ser conservador en las tasas de caza a aplicar; Caughley y Sinclair (1994) establecieron un margen mínimo del 25% cuando el conocimiento sobre la población es escaso o la población es muy variable. Además, en el caso de poblaciones a baja densidad, como es la situación actual de muchas de las poblaciones ibéricas de conejo, el gestor debe ser aún más conservador ya que debe tener en cuenta que los efectos estocásticos son mucho mayores (Lande et al. 1997).

Por otro lado, al modelo utilizado en el Capítulo 3 para analizar los efectos de la caza, se le han impuesto una serie de asunciones, con objeto de mantener la sencillez del modelo y de la interpretación de los resultados. Estas asunciones del modelo son tres: la falta de densodependencia y de estocasticidad en el modelo y la caza añadida como mortalidad aditiva. La densodependencia es un factor crucial en los modelos de dinámica poblacional, sin embargo, cuantificar su efecto es tremendamente dificultoso (Shenk et al. 1998). En el caso del conejo, las informaciones son contradictorias por lo que se decidió no incorporar en el modelo este efecto (Trout y Smith 1998; Twigg y Williams 1999; Smith 1997). Puesto que la mayoría de las abundancias de conejo en la Península están a niveles tan bajos, esta asunción es relativamente poco importante.

El modelo es parcialmente determinista, es decir, no tiene en cuenta determinados factores aleatorios. Esto ya se observa al comparar las predicciones del modelo con los datos de campo de la población de origen: los datos simulados mantienen una evolución lineal mientras que esto lógicamente no ocurre en la población natural. En el ecosistema mediterráneo las oscilaciones interanuales a nivel climático son muy importantes, lo cual afecta a la reproducción del conejo de un año a otro y, por tanto, a su productividad anual (Wallage-Drees 1983; Beltrán 1991; Villafuerte et al. 1997). La estocasticidad que se asume debería ser tomada en cuenta a la hora de interpretar los resultados. Especialmente en los efectos de los diferentes escenarios en las poblaciones de baja densidad, puesto que es esperable que las oscilaciones estocásticas produzcan en estas poblaciones unas mayores fluctuaciones que en poblaciones de mayor abundancia, pudiéndose llegar al colapso de dichas poblaciones (Lande et al. 1997). Sin embargo, puesto que el motivo de la realización de estas simulaciones es la comparación entre diferentes escenarios de caza, las oscilaciones interanuales en los

parámetros son relativamente poco importantes, ya que sucederían en todos los escenarios por igual.

Se ha observado que algunas causas de mortalidad, como la depredación o la mixomatosis, pueden estar actuando de forma aditiva en las poblaciones de conejo (Trout et al. 1992; Hone 1999). Al añadir la caza como mortalidad aditiva, se aplica a la población simulada el peor efecto que puede tener la caza. En este sentido, basándonos en Smith y Trout (1994), la falta de una respuesta compensatoria que reduzca la mortalidad o incremente la fecundidad podría resultar en un mayor efecto negativo, sobre todo cuando se cazan los juveniles o cuando la caza se efectúa durante el periodo de reproducción. En conclusión, se puede decir que actualmente hay mucho debate sobre incluir la caza como mortalidad aditiva o compensatoria, y es probable que sea dependiente de la población (Kokko 2001).

Por último, el Capítulo 2 (sobre los métodos de gestión) y parte del Capítulo 3 (sobre la reducción de la presión de caza), se basan en la relación entre los métodos de gestión cinegética y la abundancia actual de conejos. Estas relaciones pueden ser interpretadas desde el punto de vista de la efectividad de los métodos de gestión sobre las abundancia de conejos, o simplemente que esos métodos de gestión se lleven a cabo precisamente en las áreas de mayor abundancia de conejo. Puesto que las estrategias de gestión utilizadas en Andalucía pueden variar de un año a otro, las relaciones no implican efectividad de la gestión en la mayoría de los casos.

En este sentido, cabe destacar las sugerencias realizadas por Strickland et al. (1996); estos autores indican que el ideal en la gestión de cualquier especie silvestre es que el gestor sea capaz de evaluar de una manera fiable los progresos de la población, es decir, asegurarse de que las estrategias de manejo que utiliza están siendo adecuadas. Esto implica que los objetivos de la gestión deben ser cuantificables. Según estos autores, la determinación del éxito de la gestión debe basarse en el seguimiento a lo largo de los ciclos anuales de la abundancia poblacional de la especie y de las actuaciones aplicadas. Para ello, las estrategias de gestión deben ser establecidas para periodos de tiempo largos, puesto que en periodos cortos no se puede determinar el éxito de la gestión. En definitiva, con el actual sistema de gestión en Andalucía (y posiblemente en el resto de España), que desgraciadamente no se rige por las sugerencias de Strickland et al. (1996), es difícil establecer una clara efectividad de las herramientas utilizadas sobre las especies a las que va dirigida la gestión.

El paisaje como modulador de la distribución y abundancia de conejos

Los resultados obtenidos en el Capítulo 1 demuestran que las abundancias de conejo en Andalucía están a muy bajos niveles. Este hecho está en concordancia con los estudios

más recientes y con los que se están llevando a cabo en la actualidad en la Península Ibérica (Fa et al. 1999; Calvete et al. sometido; Fernández et al. sometido). Es claro que el conejo en Andalucía está atravesando uno de los peores momentos de su historia reciente.

En cuanto a la distribución de las poblaciones, los conejos no están repartidos al azar en Andalucía sino que existe un patrón espacial en su distribución. Teniendo en cuenta que el declive del conejo en España se produjo de forma más drástica en los paisajes menos aptos para el conejo (Villafuerte et al. 1995), es posible explicar este patrón espacial en función del paisaje. Intrínsecamente, el paisaje está estructurado de manera espacial, por lo que el patrón espacial que muestra la distribución del conejo podría estar asociado a los paisajes preferidos por la especie.

En los resultados expuestos en el Capítulo 1 de esta tesis, se muestra como el conejo sigue siendo dependiente del paisaje, puesto que sus abundancias están relacionadas con la vegetación natural, los cultivos y los ecotonos. En este sentido, los resultados obtenidos corroboran estudios anteriores en los que los conejos aparecen asociados a los ecotonos entre diferentes estructuras del paisaje, especialmente cuando estas estructuras son mosaicos de cultivos o pastizales con vegetación natural (Rogers y Myers 1979; Fa et al. 1999; Virgós et al. en prensa). Según la teoría del "aprovisionamiento óptimo", el conejo como especie presa debe optimizar los recorridos entre los lugares de refugio y de alimentación. La calidad del refugio afecta a esta relación de manera que refugios de mejor calidad (por ejemplo, más espesos) permiten alejarse más a los conejos durante el aprovisionamiento (Villafuerte y Moreno 1997). Así, en el Capítulo 1 se muestra cómo las abundancias de conejo están relacionadas con la superficie cubierta por vegetación natural, en este caso bosques y matorral, que ofrecen un buen refugio al conejo. Por otro lado, un alimento de alta calidad favorece que las hembras adquieran una buena condición física y puedan reproducirse, lo que a largo plazo supondría mayores abundancias de conejo (Wallage-Drees 1983, Wallage-Drees y Michielsen 1989; Villafuerte et al. 1997). En este sentido, las abundancias de conejo en Andalucía han resultado estar en relación directa con la superficie de pastizal y de cultivos mixtos, o con la superficie de cultivos homogéneos cuando éstos son de secano. A través de estudios de dieta, se ha observado que el conejo selecciona las gramíneas, especialmente durante la época de reproducción, lo cual puede explicar la relación del conejo con los cultivos de secano normalmente constituidos por trigo y cebada (Homolka 1988; Chapuis y Gaudin 1995).

Los efectos humanos: el abandono del campo

Las conclusiones del Capítulo 1, se pueden resumir en que, a pesar de las bajas abundancias medias obtenidas para el área de estudio y a pesar de los cambios que se han producido en el ecosistema por efecto del hombre (Rundel 1998) la abundancia de conejo en Andalucía sigue siendo modelada por el paisaje. En este sentido, los resultados del análisis

global de la distribución y abundancias de conejo, incorporando factores históricos, indican que el conejo está relacionado negativamente con el abandono del campo. Es más difícil encontrar una población de conejos en lugares donde ha habido abandono rural y, en el caso de encontrarla, su abundancia es baja. El abandono del campo tiene un componente espacial importante (ya que desaparece en los modelos de presencia de conejo realizados al incorporar la autocorrelación espacial), posiblemente porque el abandono del campo está ligado a un determinado tipo de paisaje (Etienne et al. 1998; Schröder 1998). Gortázar et al. (2000) muestra como el abandono del campo en Aragón ha favorecido a las especies de caza mayor y ha desfavorecido a las de caza menor; por otro lado, Boag (1987) observa claramente los efectos negativos de la intensificación de la agricultura sobre la abundancia de conejos. En el caso del lince, uno de los depredadores más directamente ligados a las poblaciones de conejo, varios autores establecen el abandono del campo como una de las causas más importantes de su declive (Palma et al. 1999; Rodríguez y Delibes 2002). En especial, Palma et al. (1999) asocian el abandono del campo en zonas serranas con la pérdida de usos tradicionales beneficiosos para mantener altas poblaciones de conejo.

Las enfermedades del conejo : una carga del pasado, del presente y del futuro

En el Capítulo 1 se analizan, de manera global, cómo otros factores diferentes al paisaje pueden estar explicando la presencia y la abundancias de conejo. Las variables incorporadas se refieren a hechos del pasado que pueden estar asociados a la distribución actual de las poblaciones de conejo. Los resultados indican que la carga histórica que soporta el conejo está determinando su distribución en mayor medida que los efectos del paisaje. Esta carga histórica está asociada a las enfermedades, a la actividad cinegética y a la gestión de las especies cinegéticas realizada a lo largo de las últimas tres décadas .

Tanto la presencia de conejos como su abundancia están relacionadas con la intensidad de la recuperación de las poblaciones ante la enfermedad hemorrágica. Esto coincide con Villafuerte et al. (1995) y Gortázar et al. (2000) quienes observan cómo las poblaciones con mayor densidad de conejos se han recuperado más que las poblaciones con menor densidad. Los mismos resultados son obtenidos con respecto al efecto de la intensidad de la recuperación de las poblaciones de conejo tras la entrada de la mixomatosis. Esto parece indicar que la recuperación de las poblaciones ibéricas tras la entrada de la mixomatosis no ha sido total, puesto que las abundancias actuales todavía reflejan su efecto (como se muestra en el Capítulo 1), y además los efectos de la EHV se han añadido a los anteriormente provocados por la mixomatosis en las poblaciones silvestres ibéricas (Gortázar et al. 2000). Como se ha mostrado en el Capítulo 4, tanto la mixomatosis como la EHV produjeron, en su primera entrada en las poblaciones de conejo, grandes mortalidades (de un 99% en el caso de la

mixomatosis, y entre el 50 y el 90% en el caso de la EHV), reduciendo gravemente sus abundancias. En el caso de la mixomatosis, sus efectos fueron superados por muchas poblaciones debido a la coevolución entre el virus y el conejo (Kerr y Best 1998), pero esto no parece haber ocurrido en el caso de la EHV. En este sentido, Queney et al. (2000) no han detectado una pérdida de variabilidad genética en las poblaciones de conejo tras la entrada de la EHV, lo cual podría indicar que todas las variedades genéticas de conejo son susceptibles por igual a la enfermedad. A pesar de ello, existen autores que consideran que la recuperación de las poblaciones tras la EHV puede estar debida a las diferentes características genéticas de las poblaciones de conejo (R. Villafuerte, comunicación personal).

Por otro lado, las abundancias de conejo en Andalucía están asociadas negativamente a la detección de la mixomatosis (a través de ejemplares enfermos). La mixomatosis es más fácil de detectar en poblaciones a alta abundancia, porque los individuos enfermos serán también más abundantes, y por ello en el modelo del Capítulo 1 esa detección de la enfermedad por los entrevistados está indicando una alta probabilidad de encontrar poblaciones de conejo. Sin embargo, considerando únicamente la abundancia de conejo, la detección de la enfermedad está asociada a bajas abundancias. Como se indica en el Capítulo 4, la enfermedad sigue controlando de forma natural las poblaciones de conejo manteniéndolas a bajos niveles de abundancia (Ross et al. 1989; Trout et al. 1992). Es claro este efecto, si tenemos en cuenta la mortalidad que produce la enfermedad en las poblaciones de conejo silvestre. Aunque existen muchas diferencias entre estudios, en general se señalan unas mortalidades de entre el 5 y el 20 % de la población, llegando en algunos casos hasta el 60% de los individuos susceptibles (Wood 1980; Flowerdew et al. 1992; Kerr y Best 1998).

Además del efecto que produce la mixomatosis en las poblaciones, hay que tener en cuenta de que la EHV también puede estar en la misma población. Las mortalidades estimadas actualmente para la EHV son de entre el 15 y el 20% de los adultos y el 50% de los juveniles (Moriarty et al 2000; Calvete et al. 2002). Estas mortalidades son variables en función de la densidad poblacional y de la proporción de conejos susceptibles de cada población, ya que se refieren a las mortalidades observadas, que son resultado tanto de la mortalidad producida por el virus entre los conejos infectados y que son susceptibles a la enfermedad (patogenicidad del virus) como de la morbilidad (proporción de conejos en la población que son infectados por el virus). En el caso de que ambas enfermedades estén presentes en la misma población, las estimaciones observadas en los juveniles para cada una de ellas se confunden, por la dificultad que implica diferenciar el impacto de ambas enfermedades (Calvete et al. 2002). Esto no ocurre para el caso de los adultos, ya que la mayoría son resistentes a mixomatosis y el impacto de la EHV es más fácil de estimar.

Por último, las enfermedades siguen constituyendo un problema para el futuro de las poblaciones de conejo. Si, como se expone en el Capítulo 4, los virus modificados genéticamente llegaran a liberarse en las poblaciones de conejo, nuevas investigaciones deberán realizarse para analizar los efectos de los mismos. En especial será necesario realizar

un seguimiento de su interacción con los virus que ya existen de forma natural en las poblaciones, de la efectividad a largo plazo para el objetivo para el que han sido creados y del control de su dispersión entre diferentes continentes.

La lucha contra las enfermedades

Como se muestra en el Capítulo 2 (sobre los métodos de gestión de la caza menor), la lucha contra las enfermedades del conejo es un método de gestión cinegética que se ha incrementado en las últimas tres décadas. Este incremento en el uso de los manejos estaría relacionado con una mayor percepción, por parte de cazadores y gestores, de la importancia del efecto de las enfermedades sobre las poblaciones de conejo.

Actualmente la gestión de las enfermedades se utiliza en un 15% de las áreas andaluzas, pero sigue siendo una de las herramientas de manejo que menos se aplica debido a su alto costo económico y su relativamente baja efectividad. Como se expone en el Capítulo 2 las herramientas de prevención de enfermedades y parásitos (a través de vacunaciones, desparasitaciones y medicación suplementaria) en las poblaciones de conejo silvestre cuestan un promedio de 4790 euros al año por cada 2000 Ha. manejadas. Un control efectivo de los vectores de las enfermedades a través de la desparasitación de las madrigueras, como el mostrado por Trout et al. (1992) en Gran Bretaña, no ha sido exitoso al llevarlo a cabo en la Península Ibérica (Osácar et al. 1996). Es posible que esto se deba a una mayor cantidad de vectores en los ecosistemas mediterráneos y a su diferente presencia y fenología por los factores abióticos que los controlan (Cooke 1990; Cooke 1999; Osácar et al. 2001a,b).

Como se muestra en el Capítulo 4, la información existente sobre las vacunas pone de manifiesto que son efectivas a corto plazo (únicamente durante seis meses) evitando el contagio de los animales cuando entran en contacto con la enfermedad (Calvete, 2000; Gortázar et al. 2000). Ello hace que no sean efectivas para su uso en el campo, puesto que los métodos de captura para ser vacunados implican causar estrés y mayores mortalidades en la población que las que causarían las propias enfermedades (Letti et al. 2000). Por este motivo actualmente se ensaya la utilización de virus vivos genéticamente modificados como vacunas recombinantes. Su dispersión en el campo sería en principio la misma que el propio virus, permitiendo teóricamente una inmunización permanente en la población y transmisible entre los diferentes individuos de la población (Bárcena et al. 2000a,b; Torres et al. 2001a,b).

Tanto las vacunaciones como las desparasitaciones (internas y externas) son herramientas básicas asociada a las translocaciones de individuos. Son necesarias para evitar la diseminación de agentes patógenos y sus vectores de unos lugares a otros (Spalding y Forrester 1993; Woodford 1994; Calvete et al. 1997). Sin embargo, algunos autores han establecido efectos negativos de las vacunaciones sobre los conejos. Twiig et al. 1997

observaron reacciones leves en el punto de inoculación, mientras que Calvete et al. (en prensa) observan una mayor mortalidad de los conejos vacunados durante los primeros días tras la translocación. Aunque un de estos autores considera que las vacunaciones aumentan la supervivencia de los individuos a más largo plazo (C. Calvete, comunicación personal).

Como se muestra en el Capítulo 1, el empleo de translocaciones y de estrategias de gestión destinadas a la prevención de enfermedades y parásitos están asociadas negativamente a la distribución del conejo. Asumiendo que la efectividad de ambas estrategias no es negativa para las poblaciones de conejo, se puede dar una explicación lógica a este hecho. Las translocaciones de conejos se llevan a cabo cuando la abundancia poblacional es escasa o cuando la población se ha extinguido (Calvete et al. 1997). Esto ocurre de forma general en todas las translocaciones de especies silvestres, ya sean cinegéticas o no (Wolf et al. 1996; Griffith, 1989; Fisher y Lindenmayer 2000; Gortázar et al. 2000b, Watson y Thirgood 2001).

La gestión cinegética y la abundancia de conejos

La gestión del conejo es de gran importancia en Andalucía. Como se ha descrito en el Capítulo 2, más del 95% de las áreas andaluzas usan estrategias para recuperar a las poblaciones, y su uso ha aumentado en las últimas 3 décadas. Las estrategias más utilizadas son aquellas más sencillas de ejecutar, menos costosas y más tradicionales (los manejos de hábitat y el control de depredadores), mientras que las menos usadas son las más complejas de realizar y más costosas (como las de prevención de enfermedades y parásitos) o menos tradicionales (como la reducción de la caza).

El gasto medio en gestión cinegética de caza menor está entre 4500 y 8800 euros al año por cada 2000 Ha., gastándose más dinero en los lugares donde las abundancias de conejo son mayores. Por un lado, esto podría estar indicando que la gestión cinegética se realiza con mayor intensidad en las áreas en que la actividad cinegética es un negocio, puesto que estas áreas generalmente tienen mayores abundancias. Por otro lado, esto podría indicar la falta de una gestión adecuada en los lugares en los que la abundancia de conejos es más baja. En este sentido, es importante destacar que las poblaciones a baja densidad pueden sufrir oscilaciones estocásticas que las lleven al colapso con mayor frecuencia que las poblaciones de alta densidad (Lande et al. 1997), por lo que estas poblaciones deberían ser objeto de un mayor interés por parte de la Administración encargada de la conservación natural.

Resultados similares se han obtenido en el Capítulo 3 al analizar los métodos de gestión de la caza menor. Las estrategias de reducción de la caza (reducción del número de cazadores, del número de días de caza, del número de piezas obtenidas y del horario de caza)

resultaron más frecuentemente utilizadas en los lugares con mayor abundancia de conejos. En las áreas de baja abundancia de conejo aparecen dos decisiones diametralmente opuestas. La primera, que se esperaba en este trabajo, es que se restringe la caza con todas las medidas posibles, lo cual es beneficioso para permitir la recuperación de las poblaciones. La segunda decisión es no utilizar ninguna de estas medidas de restricción de caza a pesar de la baja abundancia de conejo. En este segundo caso, parece que los cazadores no son conscientes de que su participación es crucial para la recuperación de las poblaciones mediante la reducción de la caza. De cualquier modo, muchas de éstas áreas pueden corresponder a zonas libres de caza, que con la nueva normativa andaluza de fauna y flora van a ser eliminadas al imponerse la obligatoriedad de su planificación cinegética (BOPA, 2003).

Los efectos de la caza sobre las poblaciones de conejo

Desde el punto de vista ecológico, la caza puede entenderse como la extracción de una especie silvestre del medio en el que vive. Esta extracción afecta a la población de la especie que se caza y, en mayor o menor medida, al ecosistema al que pertenece (Bennet y Robinson 2000a). En el Capítulo 3 se muestra como el período actual de caza es el más desfavorable para el mantenimiento de las abundancias de conejo. De hecho, estos resultados concuerdan con los obtenidos en estudios realizados en otras áreas para establecer el momento óptimo para llevar a cabo un control de las poblaciones de conejo (Darwin y Williams 1964; Smith y Trout 1994; Smith 1997). Lógicamente, si se caza durante la época previa a la reproducción se extrae un alto porcentaje de hembras adultas lo cual reduce el potencial reproductor de la temporada. Según el modelo, la caza causa menos daños cuando se lleva a cabo al final de la primavera, porque hay más juveniles en la población que absorben la mayor parte de la mortalidad (Beltrán 1991; Villafuerte et al. 1997). Por otro lado, al final de la primavera la abundancia de la población es mayor, por la incorporación de los juveniles en la población, por lo que la presión cinegética empleada también podría ser mayor. La selección de la temporada de caza es una herramienta fundamental en la gestión de las especies cinegéticas, especialmente cuando dichas especies tienen un período reproductor claramente definido. Quizá por ello, la mayoría de los estudios científicos sobre este factor han sido realizados sobre aves acuáticas (Gruver et al. 1984; Kokko et al. 1998; Kokko and Lindström 1998). En estas especies, el período del año es importante porque también está afectado por la cronología de la migración y por la experiencia de los individuos (Dehorter y Tamisier 1998; Heusmann 1999; Madsen 2001).

Los resultados de las simulaciones indican que tanto la caza antes del comienzo del período de reproducción, como la caza en poblaciones de mala calidad (definida ésta tanto

desde el punto de vista de la abundancia como de la tendencia poblacional) no son recomendables para la conservación de las poblaciones de conejo. Esto se puede explicar porque las consecuencias de la caza dependen totalmente de la densidad de la población, siendo los resultados mucho más variables o menos predecibles en los casos en que la abundancia de la población es baja (Milner-Gulland 1997; Lande et al. 1997). La UICN/UNEP/WWF define la caza sostenible en los siguiente términos: la caza es sostenible cuando no afecta significativamente a la población (World Conservation Strategy, 1980). Bennet y Robinson (2000b) consideran esta definición demasiado utópica y proponen una definición más laxa: la caza es sostenible si no provoca una tendencia constante y negativa en la abundancia, si no reduce la abundancia a niveles vulnerables o cercanos a la extinción, a niveles en que reduzca el papel ecológico de la especie en el ecosistema, o a niveles en que deje de ser un recurso significativo para el hombre. Según estas sugerencias, la caza del conejo en Andalucía debería prohibirse en las poblaciones con tendencia negativa, limitarse en las poblaciones a baja abundancia y en todos los casos la temporada cinegética debería cambiarse al final de la primavera. A pesar de que, como muestran los resultados del Capítulo 3, la mayoría de los cazadores estarían dispuestos a aceptar un cambio en la temporada de caza, es preciso evaluar los posibles conflictos que puedan surgir, como por ejemplo la interacción con otras especies cinegéticas o los posibles efectos de sobrecaza por percibir mayores abundancias.

Por último, y como conclusión al estudio de los efectos de la gestión de la propia actividad y de las especies cinegéticas, se destaca como herramienta imprescindible el seguimiento de las poblaciones. Este seguimiento permite analizar tanto los efectos de los escenarios de caza a que se somete la población como los efectos de las medidas de manejo aplicadas. Quizás el objetivo final de la gestión cinegética deba ser encontrar un “modelo adaptativo” que combine los resultados científicos con los objetivos del gestor, que en muchos casos dependen de la presión de los cazadores y la historia de la actividad cinegética en la zona (Sutherland, 2001).

La gestión cinegética y la conservación natural

Andalucía es una de las regiones mejor conservadas de España. Probablemente ha mantenido su patrimonio natural en muy buen estado de conservación debido a la gran variedad de climas y ambientes que contiene, a su situación geográfica privilegiada al sur de Europa, a su baja densidad humana y a su escaso desarrollo industrial. Por otro lado, el 83% de la superficie de Andalucía (y el 75% de la superficie de España) está catalogada como terrenos cinegéticos. Los cotos privados de caza suponen en Andalucía más de 7 millones de Ha, de los cuales 5 millones y medio corresponden a los cotos de caza menor (el 70% de la superficie de Andalucía) (MAPYA, 2000; Consejería de Medio Ambiente 2002). La gestión

cinagética de caza menor en Andalucía es intensa, repercutiendo dichos manejos sobre todo el ecosistema. Por ello, se hace necesario evaluar y guiar los actuales métodos de gestión cinagética tanto desde el punto de vista de las especies hacia las cuales se orienta como hacia el resto de las especies del ecosistema.

En el Capítulo 2 se muestra cómo una mayor intensidad en la aplicación de medidas de restricción de la actividad cinagética está asociada a un mayor nivel de conservación natural de las áreas, estimado éste a través de la cantidad de especies de fauna silvestre que se encuentran en la zona y el valor ambiental de cada una de ellas (basado en su rareza en Andalucía). Las mayores restricciones de la actividad cinagética ocurren en las áreas con un mayor grado de conservación. La restricción de la caza ha sido sugerido para favorecer la conservación de muchas especies (Beringer et al. 1998; Carrillo et al. 2000; Barbosa 2001; Cullen et al. 2001; McComb et al. 2001). Un mayor control de la caza ha sido sugerido por algunos autores como medida a tomar para la conservación ciertos depredadores en los ecosistemas mediterráneos (Castro y Palma 1996; Real y Mañosa 1997). Sin embargo, es también un hecho que la mayoría de las áreas mejor conservadas son gestionadas por la Administración competente en materia de medio ambiente, y una de las medidas más utilizadas es la reducción y el control de la caza. A pesar de ello, los espacios protegidos constituyen un escaso porcentaje de las áreas muestreadas en este estudio, por lo que no se espera que los resultados estén sesgados por la presencia de espacios naturales en la muestra.

En el Capítulo 2 se muestra cómo un mayor grado de conservación natural de las áreas se asocia al manejo de hábitat. El manejo de hábitat es una herramienta tradicionalmente usada, tanto por conservadores como por cazadores, para la recuperación o el mantenimiento de un hábitat que favorezca a las especies a las que el manejo va dirigido; por ejemplo, los manejos de hábitat se han mostrado efectivos para el incremento de conejo (Moreno y Villafuerte 1995). Por otro lado, la conservación del hábitat es esencial para la conservación de depredadores amenazados en el ecosistema mediterráneo, por lo que los manejos de hábitat que realizan los gestores cinagéticos, aunque no van dirigidos a estas especies, son aprovechados de manera indirecta por éstas (Litvaitis et al. 1996; Real y Mañosa 1997; Carrete et al. 2002). Especialmente en el caso de la conservación del lince ibérico y del águila imperial, donde es necesario el mantenimiento de un hábitat adecuado y los manejos están orientados hacia la mejora del hábitat para el conejo (Castro y Palma 1996; Ferrer y Harte 1997; Palma et al. 1999; Rodríguez y Delibes 2002).

Además de la propia gestión cinagética, la abundancia de las especies cinagéticas y sus variaciones afectan claramente a la dinámica poblacional de los depredadores que las consumen. En la introducción de esta Tesis, se mostró como la variación en la disponibilidad de presas afecta a los depredadores, siendo su efecto diferente en función del grado de especialización en la especie presa en cuestión y de la disponibilidad de otras presas

alternativas (ver por ejemplo, Steenhof y Kochert 1988; Serrano 1998; Serrano 2000). Es por tanto una cuestión importante para la conservación de la naturaleza andaluza, conocer los efectos de las variaciones en la disponibilidad de presas sobre la dinámica de los depredadores. Puesto que dichos cambios en la abundancia de presas están ya sucediendo, como en el caso de las poblaciones de conejo y perdiz, el conocimiento de los efectos sobre los depredadores es necesario para poder tomar las medidas adecuadas para la conservación de dichos depredadores. En la segunda parte del Capítulo 2, se analiza la relación entre la variación temporal en la abundancia de conejos y perdices y la duración del período de post-emplumamiento del águila azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*). La dieta de este águila está mayoritariamente constituida por conejo, ocupando la perdiz una segunda posición (Jordano 1981; Gil et al 1994; Leiva et al 1994). Por ello, esta especie puede ser objeto de estudio de los efectos sobre los depredadores de las variaciones en la disponibilidad de presas. Los resultados de este estudio, han puesto de manifiesto la importancia del patrón estacional de abundancia de ambas presas en la duración de este período juvenil del águila. En especial destaca el efecto de la disponibilidad de conejo a lo largo del ciclo anual, del que parece depender en gran manera este águila. Estudios previos no han conseguido mostrar esta relación (Ontiveros y Pleguezuelos 2000). Es posible que el bajo tamaño de muestra o la falta de unificación entre los puntos de muestreo de las águilas y los de las presas, estén sesgando los resultados expuestos en el Capítulo 2, lo que da pie a realizar nuevos estudios para concretar estas relaciones.

Las poblaciones de conejo en Andalucía: el final de una síntesis

Estos últimos párrafos quieren sintetizar las aportaciones realizadas para intentar responder a la pregunta de fondo de la presente Tesis, obviando las ya citadas limitaciones metodológicas expuestas al comienzo de esta Discusión, y me van a permitir dar una visión más personal sobre los resultados del trabajo realizado.

¿Cómo una especie tan prolífica ha pasado a ser poco abundante y en declive en su área de distribución original?

En esta Tesis se ha constatado que, efectivamente, las abundancias de conejo en Andalucía están seriamente mermadas respecto a los valores anteriores. Las enfermedades parecen haber sido el agente principal del declive del conejo, puesto que la presencia y abundancia de conejo están ligadas en gran medida al potencial de la población para recuperarse tras la entrada de las dos enfermedades (mixomatosis y EHV). Ambas enfermedades parecen seguir teniendo un efecto negativo muy importante sobre la abundancia

de las poblaciones que permanecen en la actualidad, especialmente en las poblaciones de menor abundancia.

Queda clara la dificultad para determinar el efecto de las estrategias de gestión de la caza menor sobre las abundancias actuales de conejo o sobre el declive de la especie en una escala regional amplia (como es toda Andalucía). Ello se debe en gran medida a que diferentes estrategias de gestión se aplican de manera conjunta en la misma zona y durante un corto espacio de tiempo, cambiando las estrategias sin dar tiempo a que puedan analizarse los resultados a medio plazo. Por este motivo, y porque la gestión es muy intensa y frecuente en Andalucía e importante económicamente, es necesario profundizar sobre este tema en futuros estudios. A pesar de no poder determinar los efectos de las medidas de manejo, los resultados que se han expuesto en esta tesis indican que son las poblaciones más densas las que se benefician de una mayor intensidad de gestión, que a su vez propicia un mayor nivel de conservación natural. Por el contrario, las poblaciones menos densas están sufriendo una mala gestión cinegética, posiblemente una situación que se ha mantenido a través de los años propiciando el declive de la especie. El problema de gestión que ocurre en estas poblaciones se puede desglosar en dos tipos: la ausencia de gestión y la alta presión cinegética.

Respecto a la propia actividad cinegética, se puede concluir que en el último siglo se ha estado cazando el conejo en la Península Ibérica durante la temporada más adecuada para favorecer el declive de la especie. Este hecho es de suma importancia si, además, se tiene en cuenta que la presión cinegética en las áreas de menor abundancia ha sido muy alta, y el comportamiento de las poblaciones menos densas es impredecible y variable.

A través de los resultados obtenidos en la presente Tesis se puede realizar una reconstrucción hipotética sobre como ha podido ser el declive del conejo en Andalucía (y por tanto en el resto del área de distribución original de la especie). Todos los factores aquí mencionados posiblemente han estado actuando sobre las poblaciones de conejo de manera conjunta, y sobre todo, a lo largo de muchos años. Si se considera que los efectos actuales sobre las poblaciones menos densas han podido ocurrir en el pasado en múltiples ocasiones, obtendríamos un patrón de declive del conejo en el que son las poblaciones menos densas las que tienen todas las papeletas para extinguirse. E inicialmente las poblaciones menos densas debían distribuirse en los ambientes menos óptimos para el conejo. Este patrón sería confirmado por la distribución actual de las poblaciones. Estas poblaciones presentan un patrón espacial que puede relacionarse con los paisajes preferidos por el conejo. Las mayores abundancias se encuentran en los paisajes que le son más óptimos, en base a su condición de presa (generalmente mosaicos de vegetación natural y cultivos o pastizales).

What's next?

Esta es la pregunta final tras todo trabajo de investigación:

¿Qué líneas de trabajo se perfilan como continuación de los resultados expuestos en la presente Tesis?

La contestación se puede desglosar en función de las áreas de investigación más importantes que se incluyen en la tesis:

- La gestión cinegética

La gestión cinegética de caza menor a una escala regional amplia necesita un mayor esfuerzo en la coordinación tanto de las medidas de gestión a aplicar, como de su aplicación a nivel temporal y espacial. La utilización de estrategias múltiples de gestión debe basarse en unos objetivos claros de gestión y mantenerse a medio-largo plazo de manera que se pueda estimar su eficacia. Para ello, las Administraciones encargadas deben favorecer el estudio y la creación un sistema regional coordinado de monitorización y gestión. Dicho sistema podría estar basado, por ejemplo, en las actuales unidades de gestión que son los cotos de caza, lo que implicaría una mayor implicación de los cazadores en esta gestión coordinada. Esta monitorización debe ser guiada desde una perspectiva científica que a largo plazo pueda ofrecer resultados claros sobre la efectividad diferencial de las estrategias utilizadas en la gestión cinegética. Dichos resultados deben volcarse a las unidades de gestión que las integran. Esta necesidad, en ocasiones es considerada como el mayor problema de la ecología aplicada a la gestión. En palabras de Ludwig et al. (1993): "Los científicos han de estar involucrados en los procesos de manejo como participantes activos en la toma de decisiones de lo que es posible, lo que es probable y lo que se desea".

- La conservación natural

Se ha comprobado que la intensidad de las medidas de gestión de caza menor en los lugares de alta abundancia de conejo están produciendo un mayor nivel de conservación natural. Sin embargo, esta gestión cinegética (aplicada en la mayoría de los casos por los cazadores) debe ser orientada para que no existan conflictos con el resto de fauna silvestre no cinegética. En este sentido, una línea de investigación aplicada que actualmente se está investigando, es el estudio de los conflictos entre la caza y la conservación en un marco tanto ecológico como socio-económico (REGHAB, 2002). Por otro lado, queda un vacío de gestión en los lugares de baja abundancia de conejo, sobre los que se debe centrar la conservación natural.

Posiblemente, la recuperación de los paisajes óptimos para el conejo y una mayor conexión entre dichos paisajes favorecerían los niveles actuales de conservación natural en Andalucía. Queda abierta una línea para estudiar de forma más profunda las relaciones entre el hábitat y

el conejo siguiendo una dimensión temporal y considerando, por un lado, que estos cambios en el paisaje pueden ser los que han inducido la desaparición del conejo, y por otro lado, que la propia desaparición del conejo ha podido provocar un cambio paralelo en la estructura del paisaje, que frenaría su re-colonización.

- La investigación básica

Además de las líneas de investigación aplicada sugeridas anteriormente, queda una línea abierta de investigación básica sobre las enfermedades del conejo desde el punto de vista ecológico, especialmente sobre la EHV (Calvete 2000; Cooke 2002). Investigación sobre las cepas no patógenas en España, sobre la dinámica de las enfermedades en las poblaciones de conejo, y sobre la persistencia y dispersión del virus a escala temporal y espacial.

Por último, queda abierto un campo muy interesante de investigación desde el punto de vista ecológico, social y económico de la diferente visión del conejo a nivel mundial. La integración de las dos visiones, la especie invasora y la especie a conservar, constituye un amplio marco para resolver estudiar los conflictos a los que la especie se enfrenta en este nuevo milenio.

Referencias

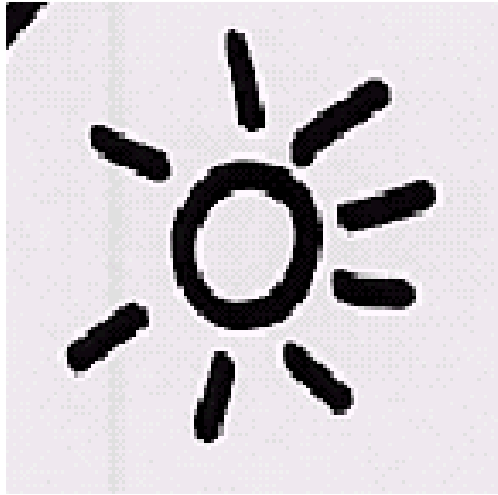
- Barbosa, A. 2001. Hunting impact on waders in Spain: effects of species protection measures. *Biodiversity and Conservation*, 10, 1703-1709.
- Bárcena, J., Morales, M., Vázquez, B., Boga, J.A., Parra, F., Lucientes, J., Pagés-Manté, A., Sánchez-Vizcaíno, J.M., Blasco, R., Torres, J.M. 2000a. Horizontal transmissible protection against myxomatosis and rabbit hemorrhagic disease by using a recombinant myxoma virus. *Journal of Virology*, 74, 1114-1123.
- Bárcena, J., Pagés-Manté, A., March, R., Morales, M., Ramírez, M.A., Sánchez-Vizcaíno, J.M., Torres, J.M. 2000b. Isolation of an attenuated myxoma virus field strain that can confer protection against myxomatosis on contacts of vaccinates. *Archives of Virology*, 146, 759-771.
- Beltrán, J.F. 1991. Temporal abundance pattern of the wild rabbit in Doñana, SW Spain. *Mammalia*, 55, 591-599.
- Bennett, E.L., Robinson, J.G. 2000a. Hunting for sustainability: the start of a synthesis. En: *Hunting for sustainability in tropical forests* (Ed. by J.G. Robinson and E.L. Bennett), pp. 499-519. New York, USA: Columbia University press.
- Bennett, E.L., Robinson, J.G. 2000b. Hunting for the Snark. En: *Hunting for sustainability in tropical forests* (Ed. by J.G. Robinson, E.L. Bennett), pp. 13-30. New York, USA: Columbia University press.
- Beringer, J., Seibert, S.G., Reagan, S., Brody, A.J., Pelton, M.R., Vangilder, L.D. 1998. The influence of a small sanctuary on survival rates of black bears in North Carolina. *Journal of Wildlife Management*, 62, 727-734.
- Boag, B. 1987. Reduction in numbers of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) due to changes in agricultural practices and land use. *Crop Protection*, 6 October, 347-351.
- Borrhalho, R., Carvalho, S., Rego, F., Vaz Pinto, P. 1999. Habitat correlates of red-legged partridge (*Alectoris rufa*) breeding density on Mediterranean farmland. *Revue d' Ecologie (Terre et Vie)*, 54, 59-69.
- Calvete, C., Estrada, R. 2000. Epidemiología de la enfermedad hemorrágica (VHD) y la mixomatosis en el conejo silvestre en el Valle Medio del Ebro - Herramientas de gestión. Investigación. Vol. 21. Zaragoza, Spain: Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.
- Calvete, C., Villafuerte, R., Lucientes, J., Osacar, J.J. 1997. Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain. *Journal of Zoology*, London, 241, 1-7.

- Calvete, C., Estrada, R., Villafuerte, R., Lucientes, J., Osácar, J.J. 2002. Epidemiology of viral hemorrhagic disease (VHD) and myxomatosis in the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in the mid-Ebro valley, Spain. *The Veterinary Record*, 150, 776-782.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Martínez, J.E., Sánchez, M.A., Calvo, J.F. 2002. Factors influencing the decline of a Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* population in southeastern Spain: demography, habitat or competition? *Biodiversity and Conservation*, 11, 975-985.
- Carrillo, E., Wong, G., Cuarón, A.D. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology*, 14, 1580-1591.
- Castro, L.R., Palma, L. 1996. The current status, distribution and conservation of Iberian lynx in Portugal. *Journal of Wildlife Research*, 2, 179-181.
- Caughley, G., Sinclair, A.R.E. 1994. *Wildlife Ecology and Management*. Boston: Blackwell Scientific.
- Consejería de Medio Ambiente. 2002. Informe de Medio Ambiente 2001. Publicaciones de la Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Chapuis, J.L., Gaudin, J.C. 1995. Utilisation des ressources trophiques par le lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) en Garrigue seche amenegee. *Gibier Faune Sauvage*, 12, 213-230.
- Cooke, B.D. 1990. Rabbit burrows as environments for European rabbit fleas, *Spilopsyllus cuniculi* (Dale), in arid South Australia. *Australian Journal of Zoology*, 38, 317-325.
- Cooke, B.D. 1999. Notes on the life-history of the rabbit flea *Caenopsylla laptevi iberica* beaucournu & Marquez, 1987 (Siphonaptera: ceratophyllidae) in eastern Spain. *Parasite*, 6, 347-354.
- Cooke, B.D. 2002. Rabbit haemorrhagic disease: field epidemiology and the management of wild rabbit populations. *Rev. Sci. Tech.*, 21, 347-358.
- Cullen, L., Jr., Bodmer, E.R., Valladares-Padua, C. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, Sao Paulo, Brazil. *Oryx*, 35, 137-144.
- Darwin, J.H., Williams, R.M. 1964. The effect of time of hunting on the size of a rabbit population. *New Zealand Journal of Zoology*, 7, 341-352.
- Dehorter, O., Tamisier, A. 1998. Hunting vulnerability and wintering strategy among waterfowl in Camargue, France. *Wildlife Biology*, 4, 13-21.
- Etienne, M., Aronson, J., LeFloc'h, E. 1998. Abandoned Lands and land use conflicts in southern France. En: *Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems* (Ed. by P.W. Rundel, G. Montenegro and J.M. Jaksic), pp. 127-140. New York, USA: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Fa, J.E., Sharples, C.M., Bell, D.J. 1999. Habitat correlates of European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) distribution after the spread of RVHD in Cadiz Province, Spain. *Journal of Zoology, London*, 249, 83-96.
- Ferrer, M., Harte, M. 1997. Habitat selection by immature Spanish imperial eagles during the dispersal period. *Journal of Applied Ecology*, 34,
- Fisher, J., Lindenmayer, D.B. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*, 96, 1-11.
- Flowerdew, J.R., Trout, R.C., Ross, J. 1992. Myxomatosis: population dynamics of rabbits (*Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758) and ecological effects in the United Kingdom. *Rev. Sci. Tech.*, 11, 1109-1113.
- Gil, J.M., Molino, F., Valenzuela, G. 1994. Parámetros reproductivos y alimentación del águila real (*Aquila chrysaetos*) y del águila perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en la provincia de Granada. *Aegyptus*, 12, 47-51.
- Gortázar, C., Villafuerte, R., Fernández, D., Cooke, B., Jordán, G., Pagés, A., Feliu, C., Angulo, E., Lucientes, J. 2000a. Enfermedades del conejo silvestre. En: *Enfermedades del conejo*, Vol. II (Ed. by J.M. Rossell), pp. 455-512. Barcelona: Ediciones Mundi-Prensa.
- Gortázar, C., Villafuerte, R., Martín, M. 2000b. Success of traditional restocking of red-legged partridge for hunting purposes in areas of low density of Northeast Spain Aragón. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 46, 23-30.
- Gortázar, C., Herrero, J., Villafuerte, R., Marco, J. 2000c. Historical examination of the status of large mammals in Aragon, Spain. *Mammalia*, 64, 411-422.
- Griffith, B., Scott, M., Carpenter, J., Reed, C. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245, 477-480.

-
- Gruver, B.J., Guynn, D.C., Jr., Jacobson, H.A. 1984. Simulated effects of harvest strategy on reproduction in white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management*, 48, 535-541.
- Heusmann, H.W. 1999. Special hunting seasons and resident Canada goose populations. *Wildlife Society Bulletin*, 27, 456-464.
- Homolka, M. 1988. Diet of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in an agrocoenosis. *Folia Zoologica*, 37, 121-128.
- Hone, J. 1999. On rate of increase (r): patterns of variation in Australian mammals and the implications for wildlife management. *Journal of Applied Ecology*, 36, 709-718.
- Jordano P. 1981. Relaciones interespecíficas y coexistencia entre el águila real (*Aquila chrysaetos*) y el águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Sierra Morena central. *Ardeola*, 28, 67-88.
- Johnson, D.H. 1996. Population analysis. En: *Research and management techniques for wildlife and habitats* (Ed. by T.A. Bookhout), pp. 419-444. Bethesda, Maryland, USA: The Wildlife Society.
- Kerr, P.J., Best, S.M. 1998. Myxoma virus in rabbits. *Rev. Sci. Tech.*, 17, 256-268.
- Kokko, H. 2001. Optimal and suboptimal use of compensatory responses to harvesting: timing of hunting as an example. *Wildlife Biology*, 7, 141-150.
- Kokko, H., Lindström, J. 1998. Seasonal density dependence, timing of mortality, and sustainable harvesting. *Ecological Modelling*, 110, 293-304.
- Kokko, H., Pöysä, H., Lindström, J., Ranta, E. 1998. Assessing the impact of spring hunting on waterfowl populations. *Annales Zoologici Fennici*, 35, 195-204.
- Lande, R., Saether, B.-E., Engen, S. 1997. Threshold harvesting for sustainability of fluctuating resources. *Ecology*, 78, 1341-1350.
- Letti, J., Marchandeu, S., Clobert, J., Aubineau, J. 2000. Improving translocation success: an experimental study of antistress treatment and release method for wild rabbits. *Animal Conservation*, 3, 211-219.
- Leiva, A., Pareja, G., Aragonés, J. 1994. Alimentación del águila perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en la provincia de Córdoba. *Aegyptus*, 12:15-21.
- Litvaitis, J.A., Beltrán, J.F., Delibes, M., Moreno, S., Villafuerte, R. 1996. Sustaining felid populations in human-dominated landscapes. *Journal of Wildlife Research*, 1, 292-296.
- Ludwig, D., Hillborn, R., Walters, C. 1993. Uncertainty, resource exploitation and conservation. *Science*, 260, 17-36.
- Madsen, J. 2001. Can geese adjust their clocks? Effects of diurnal regulation of goose shooting. *Wildlife Biology*, 7, 213-222.
- McComb, K., Moss, C., Durant, S. 2001. Elephant hunting and conservation. *Science*, 293, 2203-2205.
- Milner-Gulland, E.J. 1997. A stochastic dynamic programming model for the management of the saiga antelope. *Ecological Applications*, 7, 130-142.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 2000. Anuario de estadística agroalimentaria 2000. 691 pp. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Moreno, S., Villafuerte, R. 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation*, 73, 81-85.
- Moriarty, A., Saunders, G., Richardson, B.J. 2000. Mortality factors acting on adult rabbits in central-western New South Wales. *Wildlife Research*, 27, 613-619.
- Morrison, M.L., Marcot, B.C., Mannan, R.W. 1998. *Wildlife-habitat relationships. Concepts and applications*. The University of Wisconsin Press. Madison, USA.
- Ontiveros, D., Pleguezuelos, J.M. 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation*, 93, 19-25.
- Osácar, J.J. 1996. *Ecología de las pulgas (Siphonaptera) del conejo silvestre (Oryctolagus cuniculus) en el Valle Medio del Ebro*. Ph D thesis, University of Zaragoza, Spain.
- Osacar, J.J., Lucientes, J., Calvete, C. 2001a. Abiotic factors influencing the ecology of wild rabbit fleas in north-eastern Spain. *Medical and Veterinary Entomology*, 15, 157-166.

- Osacar, J.J., Lucientes, J., Calvete, C., Peribañez, M.A., Gracia, M.J., Castillo, J.A. 2001b. Seasonal abundance of fleas (Siphonaptera: Pulicidae, Ceratophyllidae) on wild rabbits in a semiarid area of northeastern Spain. *Journal of Medical Entomology*, 38, 405-410.
- Palma, L., Beja, P., Rodrigues, M. 1999. The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution. *Journal of Applied Ecology*, 36, 812-824.
- Queney, G., Ferrand, N., Marchandeu, S., Azevedo, M., Mougel, F., Branco, M., 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.
- Real, J., Mañosa, S. 1997. Demography and conservation of western European Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* populations. *Biological Conservation*, 79, 59-66.
- REGHAB, 2002. Reconciling gamebird hunting and Biodiversity. V Forework Program of the European Union. Proposal number: EKV-2000-00637. Coordinador del proyecto: J. Viñuela.
- Rodríguez, A., Delibes, M. 2002. Internal structure and patterns of contraction in the geographic range of the Iberian lynx. *Ecography*, 25, 314-328.
- Rogers, P.M., Myers, K. 1979. Ecology of the European wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology*, 16, 691-703.
- Ross, J., Tittensor, A.M., Fox, A.P., Sanders, M.F. 1989. Myxomatosis in farmland rabbit populations in England and Wales. *Epidemiology and Infection*, 103, 333-357.
- Rundel, P.W. 1998. Landscape disturbance in Mediterranean-type ecosystems: an overview. En: *Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems* (Ed. by P.W. Rundel, G. Montenegro, J.M. Jaksic), pp. 127-140. New York, USA: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Schröder, W. 1998. Challenges to wildlife management and conservation in Europe. *Wildlife Society Bulletin*, 26, 921-926.
- Serrano, D. 1998. Diferencias interhabitat en la alimentación del buho real (*Bubo bubo*) en el valle medio del Ebro (NE de España): efecto de la disponibilidad de conejo (*Oryctolagus cuniculus*). *Ardeola*, 45, 35-46.
- Serrano, D. 2000. Relationship between raptors and rabbits in the diet of eagle owls in southwestern Europe: competition removal or food stress? *Journal of Raptor Research*, 34, 305-310.
- Seoane, J., Bustamante, J. 2001. Predictive models of species distribution: a review on their limitations. *Ecología*, 15, 9-21.
- 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.
- Smith, G.C., Trout, R.C. 1994. Using Leslie matrices to determine wild rabbit population growth and the potential for control. *Journal of Applied Ecology*, 31, 223-230.
- Spalding, M.G., Forrester, D.J. 1993. Disease monitoring of free-ranging and released wildlife. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 24, 271-280.
- Steenhof, K., Kochert, M.N. 1988. Dietary responses of three raptor species to changing prey densities in a natural environment. *Journal of Animal Ecology*, 57, 37-48.
- Strickland, M.D., Harju, H.J., McCaffery, K.R., Miller, H.W., Smith, L.M., Stoll, R.J. 1996. Harvest management. En: *Research and management techniques for wildlife and habitats* (Ed. by T.A. Bookhout), pp. 445-473. Bethesda, Maryland, USA: The Wildlife Society.
- Sutherland, W.J. 2001. Sustainable exploitation: a review of principles and methods. *Wildlife Biology*, 7, 131-140.
- Tella, J.L., Forero, M.G., Hiraldo, F., Donazar, J.A. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel conservation and European agricultural policies as identified by habitat use analyses. *Conservation Biology*, 12, 593-604.
- Torres, J.M., Ramírez, M.A., Morales, M., Bárcena, J., Vázquez, B., Espuña, E., Pagès-Manté, A., Sánchez-Vizcaíno, J.M. 2001a. Safety of a recombinant myxoma-RHDV virus inducing horizontal transmissible protection against myxomatosis and rabbit haemorrhagic disease. *Vaccine*, 19, 147-182.
- Torres, J.M., Sánchez, C., Ramírez, M.A., Morales, M., Bárcena, J., Ferrer, J., Espuña, E., Pagès-Manté, A., Sánchez-Vizcaíno, J.M. 2001b. First field trial of a transmissible recombinant vaccine against myxomatosis and rabbit hemorrhagic disease. *Vaccine*, 19, 4536-4543.

-
- Trout, R.C., Ross, J., Tittensor, A.M., Fox, A.P. 1992. The effect on a british wild rabbit population (*Oryctolagus cuniculus*) of manipulating myxomatosis. *Journal of Applied Ecology*, 29, 679-686.
- Trout, R.C., 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*, London, 246, 347-350.
- Twigg, L.E., Wheeler, A.G., Parkinson, J. 1997. Adverse reactions in wild, free-ranging European rabbits vaccinated against rabbit haemorrhagic virus. *Australian Veterinary Journal*, 75, 448-449.
- Twigg, L.E., Williams, C.K. 1999. Fertility control of overabundant species; Can it work for feral rabbits? *Ecology letters*, 2, 281-285.
- Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J.C., Lucientes, J. 1995. Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia*, 59, 651-659.
- Villafuerte, R., Lazo, A., Moreno, S. 1997. Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and management implications in Doñana National Park (SW Spain). *Revue d' Ecologie (Terre et Vie)*, 52, 345-356.
- Villafuerte, R., Moreno, S. 1997. Predation risk, cover type, and group size in European rabbits in Doñana (SW Spain). *Acta Theriologica*, 42, 225-230.
- Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Malo, A., Lozano, J., López-Huertas, D. in press. Factors shaping European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriologica*.
- Wallage-Drees, J.M. 1983. Effects of food on onset of breeding in rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in a sand dune habitat. *Acta Zoologica Fennica*, 174, 57-59.
- Wallage-Drees, J.M., Michielsen, N.C. 1989. The influence of food supply on the population dynamics of rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in a Dutch dune area. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 54, 304-323.
- Watson, M., Thirgood, S. 2001. Could translocation aid hen harrier conservation in the UK? *Animal Conservation*, 4, 37-43.
- Wolf, M.C., Griffith, B., Reed, C., Temple, S.A. 1996. Avian and mammalian translocations: Update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology*, 10, 1142-1154.
- Wood, D.H. 1980. The demography of a rabbit population in an arid region of New South Wales Australia. *Journal of Animal Ecology*, 49, 55-79.
- Woodford, M.H. 1994. Disease risks associated with wildlife translocation projects. En: *Creative conservation: Interactive management of wild and captive animals*, Vol. 9 (Ed. by P.J.S. Olney, G.M. Mace and A.T.C. Feistner), pp. 178-200. London: Chapman & Hall.



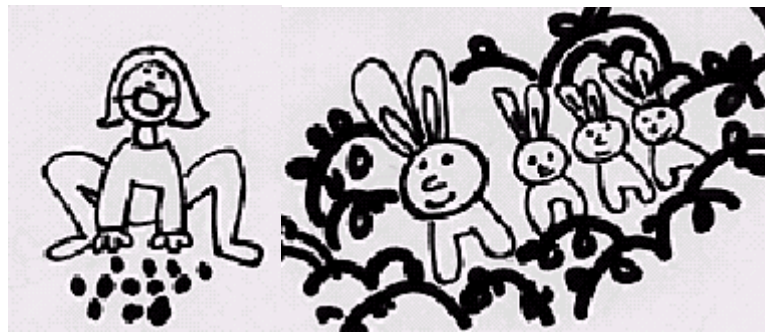
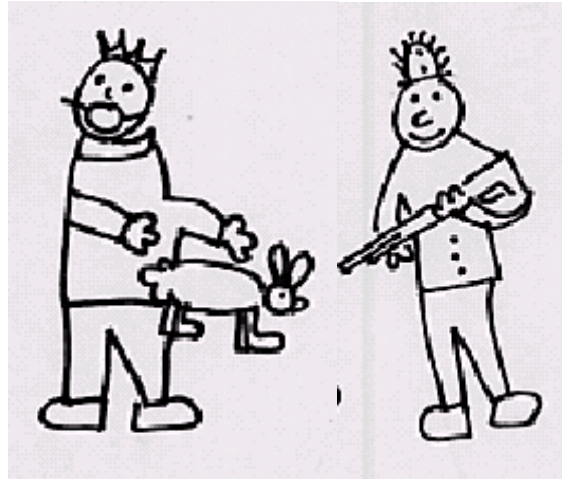
CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

1. La presencia actual de las poblaciones de conejo en Andalucía responde a un patrón espacial relacionado con los paisajes más óptimos para el conejo. Las mayores abundancias están asociadas a un mayor número de ecotonos, mayores superficies de vegetación natural y de cultivos mixtos. Menores abundancias están asociadas con el abandono del campo.
2. La presencia actual de las poblaciones de conejo está relacionada con un mayor grado de recuperación de las poblaciones tras la entrada de la mixomatosis y de la enfermedad hemorrágico vírica. Dichas enfermedades han tenido y siguen teniendo un efecto negativo muy importante sobre las abundancias poblacionales.
3. La presencia actual de las poblaciones de conejo se relaciona con las estrategias de gestión. La gestión de la caza menor, en la cual se engloban las estrategias de gestión del conejo, es muy intensa en Andalucía y se ha incrementado en las últimas décadas. Es muy frecuente que la gestión englobe más de una estrategia de manejo. Las más utilizadas son los manejos de hábitat y el control de depredadores.
4. En las áreas con mayor abundancia de conejo se realiza una mayor intensidad de manejo, y esta intensidad está relacionada con un mayor grado de conservación natural. En las áreas donde el conejo es menos abundante, la gestión es escasa, y deberían ser objeto de mayor esfuerzo de conservación.
5. La variación estacional de las abundancias de conejo y perdiz a lo largo del ciclo anual afecta a la duración de los períodos juveniles del águila perdicera. Este es un ejemplo de los efectos que tienen las variaciones numéricas de las poblaciones de conejo sobre los depredadores que de él dependen.
6. La reducción de la presión cinegética se utiliza en más del 75% de las áreas andaluzas. Sin embargo, su utilización es más frecuente e intensa en las áreas de mayor abundancia de conejo. Los lugares donde el conejo es escaso sufren una mayor presión cinegética que donde el conejo es abundante. Los resultados de las simulaciones de caza indican que cuando el conejo es escaso o la población no crece los efectos de la presión cinegética producen el colapso de la población. Por ello, es necesaria una mayor participación de los cazadores, a través de la reducción de la caza, para conservar estas poblaciones de baja abundancia de conejo.

7. Los resultados de las simulaciones sobre la temporada de caza indican que la temporada actual de caza es la más perjudicial para la conservación de las poblaciones de conejo. La temporada que afecta menos a las poblaciones es el final de la primavera, una vez finalizado el período de reproducción, por la contribución de los ejemplares juveniles en la bolsa de caza.

8. Las investigaciones actuales sobre virus modificados genéticamente para el control del conejo, a través de inmunocontracepción mediada por virus, ponen en peligro a las poblaciones ibéricas de conejo, ante la falta de normativas legales nacionales e internacionales operativas. De la misma manera, las vacunas recombinantes que se ensayan en España pueden poner en peligro la gestión del conejo en aquellos lugares en los que actúa como una especie invasora.



AGRADECIMIENTOS

AGRADECIMIENTOS

“Más sabio un conejo que diez doctores viejos”
Juan Delibes (del refranero español). Cáceres, 2001.

De los centros y los dineros

En primer lugar, quiero agradecer a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y al Parque Nacional de Doñana, que, entre otros, han financiado los proyectos en los que se ha enmarcado esta tesis. En especial a Agustín López Ontiveros, a Rafa Cadenas y a Blanca Ramos. Sin duda, el Programa para la Recuperación del Conejo y la Perdiz en Andalucía de la Consejería ha sido el punto de arranque y la base de esta tesis. Esta tesis también es un contribución a los siguientes proyectos: ‘el conejo solitario’ REN 2001–04481 GLO y el PBI-02-004.

A mi tutor de doctorado, Francisco Bermúdez de Castro y Naya, por explicarme y facilitarme en todo momento los trámites administrativos de la Universidad. Al antiguo Ministerio de Educación y Cultura y al nuevo Ministerio de Ciencia y Tecnología por la beca PFI (MIT) que he disfrutado (sólo) durante los últimos 3 años y 9 meses.

Al IREC por la disponibilidad de medios que me ha brindado. A Rafael Villafuerte, por confiar en mi y dejarme volar fuera de su lado (espero no haberte decepcionado demasiado). A Rafa también le agradezco que me metiera en el mundo de la investigación y toda la formación que me ha ofrecido, siempre con inmensa paciencia, y su ayuda para afrontar los problemas y sacarme de los peores contratiempos. A Gloria Jordán, compañera de proyecto durante los primeros años, le agradezco su apoyo tanto científico como personal. A EGMASA, que me ha permitido desarrollar mi trabajo a escala regional con su apoyo logístico y poder aplicar los resultados de mis investigaciones directamente a través de los nuevos proyectos que se han desarrollado. A Julián del Río que pasó de ser un “becario” más a ser “director” de mi trabajo. A José Manuel Campos Lissén que tuvo a bien dirigir esta tesis desde “el otro lado”. A la Estación Biológica de Doñana que me ha acogido, me ha ofrecido una buena formación científica y me ha permitido conocer la realidad (no siempre buena) de la investigación española. En especial a Sacramento Moreno y a Fernando Hiraldo por apoyarme durante mi estancia en el centro.

Al resto de personal de la EBD e IREC, que han sufrido y soportado a esa chica tan “antipatiquilla”. En especial a Sonia Velasco no sólo por todas las papeletas que me ha resuelto (que no han sido pocas precisamente), sino también por la gran ayuda “bibliográfica” y la alegría que ha traído al departamento. Junto con Conchita Valle me han ayudado tremendamente en el laborioso trabajo de obtener la bibliografía y tenerla al día. También agradezco a los vigilantes, en especial a Miguel y a José, y a todos los ‘plumillas’ con los que he compartido más que el trabajo a deshoras, aunque estuviéramos ‘trabajando’.

De alojamientos varios y zonas de muestreo

Tengo que agradecer a los directores conservadores de los parques andaluces por los que pasé entre 1998 y 1999, por facilitarme el uso de sus instalaciones, en especial, a Miguel Angel Simón en Andújar y Agustín Madero en Sierra Mágina. A todos los guardas, propietarios y cazadores que me facilitaron el trabajo en sus fincas andaluzas. Quiero destacar, por su confianza e ilusión en el proyecto tan difícil de la recuperación del conejo y perdiz en Andalucía, a José Pérez del Parque Natural del Cabo de Gata, a Emilio y Benjamín Ramírez de Colomera, a Juan Bellido de Iznalloz y a Esteban Romero en Torrecampo. Y en especial a Juan González Zamorano del Centro Operativo de Córdoba por transmitirme su visión integrada de cazador y guarda de medio ambiente; Navadelmoro queda pendiente... Especialmente recuerdo a aquellos que me prestaron su casa y que me hicieron sentir como un miembro más de su familia. A Concha Garrido en Almería, a José Antonio y Carmen de Azuaga, y a los Acedo y Rubira de Velefique: gracias por contarme esas historias sobre las tradiciones de vuestro pueblo a la luz de la candela.

Y si hablamos de alojamientos debo agradecer a los que he parasitado durante mis primeras épocas en Sevilla. Por orden de intensidad de parasitismo: a los Rodríguez Sánchez, amigos de siempre y para siempre (aunque no nos veamos tanto como podríamos); a los Villastrong que no dudaron en acogerme y proporcionarme comida y cama caliente en multitud de ocasiones; y en Ciudad Real a los primeros precarios que empezaron allí conmigo (Emilio Virgós, Sara Cabezas, Javi Millán, Joaquín Vicente y José Antonio Blanco -Jota-) y a los Calvete en la última etapa de esta tesis. Por supuesto a la gente del Coto de Doñana que me adoptaron (a la "China") con su alegría y alboroto: Rafa Laffitte, Rosa, Fabiola y Manolo, entre otros muchos.

¿Problemas con la estadística?

Ha habido mucha gente que me ha ayudado con los problemas estadísticos. Desde luego en los inicios de mi tesis Julio ha soportado más de una discusión y miles de preguntas; agradezco a nuestro profesor Emilio Castelar que por fin me hizo entender lo esencial que es el diseño experimental y la base de los análisis de la varianza, y al CSIC por dejarnos participar a los precarios en los cursos para 'sólo personal del CSIC'. Sin embargo, lagunas quedaban y muchas... y Xim Cerdá se encargó de llenar unas cuantas, sobre todo, las más básicas y las que me daban más vergüenza. Más tarde y por la necesidad que teníamos todos los precarios, la dirección se implicó, y organizó un curso... estupendo. A los que han seguido otros, y esperemos que sigan muchos más. Agradezco a todos los que han participado en la realización de estos cursos y a todos los que siguen comprometidos en formar a los

predoctorales en un tema tan esencial. Y así para andar por casa, agradezco la paciencia de Jordi Figuerola, de José María Fedriani (Cani), de Iván Gómez-Mestre y de Sonia Cabezas a quienes reconozco que he molestado bastante cuando acudía con mis problemas de diseño (o falta de diseño) o mis dudas con los programitas. Sin duda, el efecto negativo de unos profesores que hicieron que las matemáticas y la bioestadística siguieran siendo un aburrimiento y un problema, no se ha quitado, pero la ayuda de todos estos compañeros ha llenado ese hueco imprescindible para hacer investigación.

Del trabajo de campo

Muchos han sido los conejeros que han trabajado conmigo. En primer lugar y en especial está Ludy Lombardi, compañera de piso, de trabajo, y amiga para siempre. Aunque los destinos nos lleven por diferentes caminos, aquí queda mucho de lo que tu hiciste. La siguiente en la lista es Sonia Cabezas, de la que me he aprovechado bastante y espero que sepa aprovecharse también de mi, y de todo lo que de aquí ha salido. Si algo le agradezco son todas las horas que hemos pasado juntas de 'reflexión' y crítica ante los más variopintos hechos científicos, profesionales y personales. También le agradezco su ánimo en los momentos difíciles; una tesis no es nada fácil, y ya lo estás comprobando tu misma. En la última etapa de esta tesis entró en mi vida profesional Carlos Calvete, un currante como pocos. Con él he tomado gusto a las colaboraciones científicas y al trabajo en grupo. Y al otro lado de la pared estuvo siempre dispuesto a prestar su apoyo en todo momento Ramón Soriquer.

Otras personas también han 'conejeado' bastante conmigo, ya sea en el campo o en el despacho: Sacramento Moreno, Sara Cabezas, Emilio Virgós, José Antonio Blanco (Jota) y Javi Millán. Gracias también a Pepe Ayala mi tutor de campo y de conducción temeraria 4*4 por la Raya de las Perdices (en pleno febrero de uno de los años más lluviosos de este periodo). Ha habido muchos estudiantes que se han animado en uno u otro momento a coger cagarrutas y seguir a los conejos por el campo. Y otros no tan estudiantes, como Fernando Amor. E incluso algunos amigos me han acompañado en alguna jornada Doñanera. Por ejemplo, en verano del 2001 contando cagarrutas a pleno sol estuvieron Iván Gómez-Mestre, Javier Juste, Antonio Manzaneda, y por supuesto Xim Cerdá que fue el organizador de esas jornadas de trabajo de campo con conversación asegurada.... Gracias a todos.

De los amigos y la familia

Quiero hacer una mención especial a los amigos (... aunque Iván diga que para eso están): a Ludy Lombardi y Sonia Cabezas, a Julio Blas y Gema García, a Iván Gómez-Mestre y

a Javier Juste, a Jordi Figuerola y a Ramón Soriguer. Muchos de ellos aparecen en algún otro párrafo así que me voy a extender más con el resto. Al Juste tengo que agradecerle su infinita paciencia con las correcciones de inglés del *Nature* y el *Molecular Ecology*, además de las muchas cervezas, cines y demás actividades lúdico festivas. A Iván tengo que agradecerle muchas cosas, como meterme en todos los líos del mundo. Sobre todo, le agradezco el convencerme para ir a jugar al baloncesto. De ahí vino todo... es decir, conocer a ese tipo que llevaba tres años sin saludar por los pasillos... ese tal... Xim Cerdá.

También quiero agradecer a todos los del baloncesto por soportar mis cambios de humor y por las cervecitas de después que eran lo mejor... También agradezco al colectivo de investigadores en 'precario' que luchan por unos mejores derechos en el trabajo (<http://www.precarios.org>). A ver si salimos de una vez de la 'Era Ramon Y Cajal'. En concreto a los precarios de la EBD, a todos los que han dado la cara en algún momento para manifestar lo precario de nuestra situación y se han comprometido en actividades que en muchos casos han requerido bastante tiempo (de ese que a nadie le sobra).

A los amigos que se quedaron atrás, en Madrid, a Alfonso Polvorinos siempre interesado en sacarme de aquí para hacer cosas más importantes; a Carmen Usín que me ayudó tremendamente a meterme con los bichitos de mis trampas con su paciencia y sus ganas de trabajar. A Serafín López por animarme y estar junto a mí en los primeros momentos de la tesis, los más difíciles.

A la familia, que os voy a decir... que en estos años ha sido difícil estar tan lejos. A las familias Elorza, Bermúdez de Castro y Castañón por hacerme sitio en su casa. A Tere por cuidar de mi estética incluso en horarios fuera de lo normal. A los dos informáticos de la casa, que siempre me ha venido bien tener cerca. A Irene y Oscar por confiar tanto en que podía conseguirlo... ("tu, ¿ir por las fincas andaluzas y hablar con los cazadores??"). A Ana y Antonio, por escucharme y darme los mejores consejos en los momentos difíciles. Al abuelo Mariano y a la abuela Encarna, que me metieron en el cuerpo ese gusto por el campo. Eso también va por papá y sus montañas. Y a mamá y papá que, aunque sólo vinieron a Sevilla cuando ya estaba a punto de leer, han estado siempre ahí cuando los he necesitado.

De la última etapa

Como en casi todas las tesis, la última etapa ha sido de nervios casi permanentes, así que, he de agradecer a todos aquellos que han soportado mis cambios de humor en más de un momento. En concreto Jordi Figuerola y Ricardo Díaz han prestado una mano en los archivos "pdf's" finales. Siempre buscando soluciones a todos los problemas (aunque algunos sean para tirarse de los pelos, como cuando se estropea el correo electrónico en fin de semana), tanto